



MUSÉUM
NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Direction de la Recherche, de
l'Expertise et de la Valorisation

Direction Déléguée au Développement Durable, à la
Conservation de la Nature et à l'Expertise

Service du Patrimoine Naturel

Guillaume Gayet, Florence Baptist, Laurent Baraille, Pierre Caessteker,
Jean-Christophe Clément, Juliette Gaillard, Stéphanie Gaucherand,
Francis Isselin-Nondedeu, Claire Poinot, Fabien Quétier,
Julien Touroult, Geneviève Barnaud



Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides

Fondements théoriques, scientifiques et techniques

Version 1.0 (2016)



Rapport SPN 2016 - 91

Mai 2016



En partenariat avec :



Le Service du Patrimoine Naturel (SPN)

Inventorier - Gérer - Analyser - Diffuser



SERVICE DU
PATRIMOINE NATUREL

Au sein de la direction de la recherche, de l'expertise et de la valorisation (DIREV), le Service du Patrimoine Naturel développe la mission d'expertise confiée au Muséum national d'Histoire naturelle pour la connaissance et la conservation de la nature. Il a vocation à couvrir l'ensemble de la thématique biodiversité (faune/flore/habitat) et géodiversité au niveau français (terrestre, marine, métropolitaine et ultra-marine). Il est chargé de la mutualisation et de l'optimisation de la collecte, de la synthèse et de la diffusion d'informations sur le patrimoine naturel.

Placé à l'interface entre la recherche scientifique et les décideurs, il travaille de façon partenariale avec l'ensemble des acteurs de la biodiversité afin de pouvoir répondre à sa mission de coordination scientifique de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (code de l'environnement : L411-5).

Un objectif : contribuer à la conservation de la Nature en mettant les meilleures connaissances à disposition et en développant l'expertise.

En savoir plus : <http://www.spn.mnhn.fr>

Directeur : Jean-Philippe SIBLET

Adjoint au directeur en charge des programmes de connaissance : Laurent PONCET

Adjoint au directeur en charge des programmes de conservation : Julien TOUROULT



Porté par le SPN, cet inventaire est l'aboutissement d'une démarche qui associe scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature en vue d'établir une synthèse sur le patrimoine naturel en France. Les données fournies par les partenaires sont organisées, gérées, validées et diffusées par le MNHN. Ce système est un dispositif clé du SINP et de l'Observatoire National de la Biodiversité.

Afin de gérer cette importante source d'informations, le Muséum a construit une base de données permettant d'unifier les données à l'aide de référentiels taxonomiques, géographiques et administratifs. Il est ainsi possible d'accéder à des listes d'espèces par commune, par espace protégé ou par maille de 10x10 km. Grâce à ces systèmes de référence, il est possible de produire des synthèses quelle que soit la source d'information.

Ce système d'information permet de mutualiser au niveau national ce qui était jusqu'à présent éparpillé à la fois en métropole comme en outre-mer et aussi bien pour la partie terrestre que pour la partie marine. C'est une contribution majeure pour la connaissance, l'expertise et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel.

En savoir plus : <http://inpn.mnhn.fr>

Convention : Onema / MNHN - SPN

Chef de projet : Gayet Guillaume (MNHN – SPN) – contact : ggayet@mnhn.fr

Sous la supervision de : Geneviève Barnaud et Julien Touroult (MNHN – SPN)

Faites parvenir tout retour sur l'utilisation de la méthode et ses limites à l'adresse mail ci-après :
ggayet@mnhn.fr.

Ces retours sont vivement encouragés afin de compléter la méthode dans le futur.

Co-auteurs : Florence Baptist, Laurent Baraille, Claire Poinot, Fabien Quétier (Biotope), Pierre Caessteker (Onema), Jean-Christophe Clément (Université Grenoble Alpes), Stéphanie Gaucherand (Irstea), Francis Isselin-Nondedeu (Département d'Aménagement et Environnement, Ecole Polytechnique de l'Université François Rabelais et UMR CNRS 7324 équipe IPAPE).

Contributeurs : Emmanuel Perez, Claudia Etchecopar Etchart (stagiaire en 2011), Lise Martin (stagiaire en 2012), Stéphanie Longa (stagiaire en 2014), Fanny Giraud (stagiaire en 2015) (Dir Onema de Metz), Colas Boudet, Mikael Le Bihan, Bruno Le Roux, Oriane Simon (stagiaire en 2014) (Dir Onema de Rennes), Emilie Dubois, Thomas Schwab, Catherine Juhel (stagiaire en 2015), Claire Delange (stagiaire en 2016) (Dir Onema de Compiègne), Christian Cordelier, Jean-Marie Hamonet, Jean-Pierre Mercier, Pilar Durantez-Jimenez (stagiaire en 2015) (Dir Onema de Toulouse), Armelle Dausse, Gilbert Miossec, Oriane Simon (Forum des marais Atlantiques), Nicolas Patry, Olivier Pelegrin (Biotope), Bastien Coïc (Muséum national d'Histoire naturelle), Perrine Vermeersch pour le Centre d'Etudes et d'expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement (Cerema) comme interlocutrice principale auprès des directions régionales : Cerema/Dter Ouest: Maryse Ganne et Adrien Lenfant ; Cerema/Dter Méditerranée : Agnès Rosso-Darmet et Patricia Detry ; Cerema/Dter Centre Est : Virginie Billon et Joris Biaunier ; Cerema/Dter Nord Picardie : Julien Koesten, Kira Buelhoff (stagiaire en 2015) et Delphine Jaymond (stagiaire en 2015) (Irstea), Clément Deloison, Aymeric Loisy (stagiaires en 2015, Département Aménagement et Environnement, Ecole Polytechnique de l'Université François Rabelais de Tours).

Les contributeurs sont les organismes qui ont participé à l'élaboration de la méthode en testant les prototypes intermédiaires avant la version finale, en proposant des améliorations sur les prototypes de méthode et/ou en mettant à disposition des sites pour que la méthode puisse y être testée.

Référence du rapport conseillée :

Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinot C., Quétier, F., Touroult, J., Barnaud, G., 2016. Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides – version 1.0. Fondements théoriques, scientifiques et techniques. Onema, MNHN, p. 310. Rapport SPN 2016 – 91.

1^{ère} de couverture : © Gayet Guillaume (MNHN – SPN)

4^{ème} de couverture : © Gayet Guillaume (MNHN – SPN)

REMERCIEMENTS

Merci à l'Onema et au Département de l'Isère pour avoir financé ce projet. Nous remercions Anne Vivier et Esterelle Villemagne (Onema) pour avoir participé à l'initiation de ce projet et à son bon déroulement.

Nous remercions Adèle Veerabadren du Bureau des milieux aquatiques (Direction de l'eau et de la biodiversité) et Christel Fiorina du Bureau de la politique de l'environnement (Direction Générale des Infrastructures de Transport) au Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie pour avoir suivi ce travail avec intérêt et participé à son bon déroulement.

Nous remercions tous les partenaires qui ont testé les prototypes de méthode et qui ont fait des retours critiques pour améliorer cette méthode : Claudia Etchecopart Etchar (2011), Lise Martin (2012), Stéphanie Longa (stagiaire en 2014) et Fanny Giraud (stagiaire en 2015) sous la direction d'Emmanuel Perez (Dir Onema de Metz), Oriane Simon (stagiaire en 2014) sous la direction de Mikael Le Bihan et de Bruno Le Roux (Dir Onema de Rennes), Colas Boudet (Dir Onema de Rennes), Catherine Juhel (stagiaire en 2015) et Claire Delange (stagiaire en 2016) sous la direction d'Emilie Dubois et de Thomas Schwab (Dir Onema de Compiègne), Pilar Durantez-Jimenez (stagiaire en 2015) sous la direction de Christian Cordelier, Jean-Marie Hamonet et de Jean-Pierre Mercier (Dir Onema de Toulouse), Armelle Dausse, Gilbert Miossec et Oriane Simon (Forum des Marais Atlantiques), Nicolas Patry et Olivier Pelegrin (Biotope), Perrine Vermeersch pour le Centre d'Etudes et d'expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement (Cerema) comme interlocutrice principale auprès des directions régionales : Maryse Ganne et Adrien Lenfant (Cerema/Dter Ouest), Agnès Rosso-Darmet et Patricia Detry (Cerema/Dter Méditerranée), Virginie Billon et Joris Biaunier (Cerema/Dter Centre Est), Julien Koesten (Cerema/Dter Nord Picardie), Clément Deloison et Aymeric Loisy (stagiaires en 2015, Département Aménagement et Environnement, Ecole Polytechnique de l'Université de Tours). Merci également à tous les organismes qui les ont accompagnés lors de ces tests, en particulier merci aux agents des services départementaux de l'Onema.

Nous remercions tous les partenaires qui ont participé aux comités de pilotage à l'échelle nationale et régionale et qui ont contribué par leurs propositions à la conception de la méthode.

Nous remercions les chercheurs et autres acteurs qui ont pris part à la conception de la méthode pour leurs conseils. Nous adressons nos plus vifs remerciements à Emmanuel Bouillon (Parc Naturel Régional du Cotentin et du Bessin), Caroline Le Bouteiller (Irstea), Bernard Jabiol (AgroParisTech) et Francis Muller (Pôle-relais Tourbières).

Nous remercions Véronique De Billy De Crespin et Nadia Moulin (Onema) pour leur lecture attentive du document et leurs remarques constructives.

Nous remercions également les acteurs qui ont participé à la conception ou à la mise en forme de la méthode : Pierre Agou, Marie Le Meledo (Biotope), Véronique Barre, Laurent Breton et Marie Colin (Onema).

Nous remercions le Conservatoire d'Espaces Naturels Isère – AVENIR, tout comme l'ensemble des autres organismes qui ont permis de tester les prototypes de méthode sur des sites dont ils sont propriétaires ou dont la gestion leur est confiée.

Merci à Jean-Marc Allard, Stéphanie Chaumet, Sylvie Chevallier, Bastien Coïc, Mélanie Hubert, Justine Louvel, Lise Maciejewski, Guilène Procida, Baptiste Régnery, Jean-Philippe Siblet et Déborah Viry (MNHN) pour l'aide précieuse apportée durant ce travail.

Ce document présente seulement les fondements théoriques, scientifiques et techniques de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides.

Pour avoir un aperçu synthétique du contenu de la méthode, reportez-vous au Guide et protocoles dédié à la méthode, paru dans les collections de l'Onema (voir Gayet *et al.* 2016). Il est indiqué dans le présent document quand vous devez vous reporter au Guide et protocole pour en savoir plus sur des éléments de la méthode.

Un tableur est mis à disposition avec la méthode pour l'appliquer. Reportez-vous à la partie B du Guide et protocoles pour connaître les instructions pour remplir ce tableur. Reportez-vous à la partie C du Guide et protocoles pour connaître les clefs pour interpréter le résultat d'une évaluation dans le tableur.

SOMMAIRE

I.	Introduction	15
I.1.	Contexte national	15
I.2.	Objectifs de la méthode	15
I.3.	Public visé par la méthode	15
I.4.	Zones humides ciblées par la méthode et préalables indispensables à son application	16
I.5.	Qu'entend-t-on par fonction ?	16
I.5.1.	Définition du terme « fonction »	16
I.5.2.	Fonctions et sous-fonctions évaluées par la méthode	16
I.5.2.1.	Fonctions hydrologiques	17
1.	Sous-fonction de ralentissement des ruissellements	18
2.	Sous-fonction de recharge des nappes	19
3.	Sous-fonction de rétention des sédiments	21
I.5.2.2.	Fonctions biogéochimiques	23
1.	Sous-fonctions associées au cycle de l'azote	23
L'assimilation végétale de l'azote		24
La dénitrification des nitrates		25
2.	Sous-fonctions associées au cycle du phosphore	26
L'assimilation végétale des orthophosphates		28
L'adsorption et la précipitation du phosphore		28
3.	Sous-fonction de séquestration du carbone	29

1.5.2.3.	Fonction d’accomplissement du cycle biologique des espèces	32
1.	Sous-fonction de support des habitats	32
2.	Sous-fonction de connexion des habitats	35
1.5.3.	Remarques sur quelques sous-fonctions non évaluées	37
I.6.	Impératifs opérationnels pour la conception de la méthode	38
II.	Démarche adoptée pour concevoir la méthode.....	38
II.1.	Une conception multi partenariale	38
II.2.	Séquences de conception de la méthode	38
II.3.	Description des sites tests des prototypes de méthode et contributions à sa conception ..	40
II.3.1.	Organismes et personnes impliqués durant les phases de test.....	41
II.3.2.	Sélection des sites sur lesquels les tests ont portés.....	42
II.3.3.	Répartition des sites tests à l’échelle nationale	42
II.3.4.	Caractéristiques des sites tests de 2015	43
III.	Zones prises en compte pour l’évaluation des fonctions.....	44
III.1.	Le site.....	45
III.2.	L’environnement du site	50
III.2.1.	La zone contributive et la zone tampon	50
III.2.2.	Le paysage	51
III.2.3.	Le cours d’eau.....	52
IV.	Diagnostic du contexte du site	52
IV.1.	Appartenance à une masse d’eau de surface	56
IV.2.	Description de l’environnement du site.....	57
IV.2.1.	Les pressions anthropiques dans la zone contributive	57
IV.2.2.	Le type de paysage	61
IV.3.	Description du site.....	63
IV.3.1.	Le système hydrogéomorphologique.....	63
IV.3.1.1.	Principe du système de classification hydrogéomorphologique.....	63
IV.3.1.2.	Dénomination et description des systèmes hydrogéomorphologiques retenus ..	64
IV.3.1.3.	Précautions à prendre pour la délimitation des sites et cas exceptionnels.....	77
IV.3.2.	Les habitats.....	78

V. Diagnostic fonctionnel du site	81
V.1. Les indicateurs	81
V.1.1. Définition.....	81
V.1.1.1. Le paramètre.....	81
V.1.1.2. L'indicateur.....	82
V.1.2. Les deux types d'indicateurs.....	84
V.1.2.1. Indicateurs dans le site et notions de capacité fonctionnelle relative et absolue	84
V.1.2.2. Indicateurs dans l'environnement du site et notions d'opportunité fonctionnelle relative et absolue.....	85
V.1.3. Procédure adoptée pour concevoir un indicateur.....	86
V.1.3.1. L'identification de la sous-fonction à évaluer.....	87
V.1.3.2. La bibliographie et la sélection des paramètres.....	88
V.1.3.3. Etalonnage de l'indicateur et première version de l'indicateur.....	88
V.1.3.4. Test de l'indicateur.....	91
V.1.3.5. Analyse et correction éventuelle de l'indicateur.....	91
1. Vérifier l'utilité de l'indicateur.....	91
2. Vérifier l'étalonnage de l'indicateur et correction.....	92
3. Vérifier la non redondance des indicateurs entre eux (multi colinéarité).....	93
4. Vérifier la corrélation de l'indicateur avec des suivis plus approfondis.....	93
5. Vérifier le respect des impératifs énoncés pour appliquer la méthode.....	93
V.1.3.6. Version finale de l'indicateur.....	93
V.1.4. Présentation des indicateurs.....	94
V.1.4.1. Indicateurs dans la zone contributive.....	97
1. « Surfaces cultivées », « Surfaces enherbées », « Surfaces construites » et « Infrastructures de transport ».....	97
V.1.4.2. Indicateur dans la zone tampon.....	107
1. « Dévégétalisation de la zone tampon ».....	107
V.1.4.3. Indicateurs sur le cours d'eau (spécifiques aux sites dans un système hydrogéomorphologique alluvial).....	112
1. « Sinuosité du cours d'eau ».....	112
2. « Proximité au lit mineur ».....	115
3. « Incision du lit mineur ».....	118
V.1.4.4. Indicateurs dans le paysage.....	121
1. « Richesse des grands habitats du paysage » et « Equipartition des grands habitats du paysage ».....	121

2.	« Corridors boisés », « Corridors aquatiques permanents », « Corridors aquatiques temporaires », « Rareté des grandes infrastructures de transport » et « Rareté des petites infrastructures de transport »	127
V.1.4.5.	Indicateurs dans le site	140
1.	« Végétalisation du site »	140
2.	« Couvert végétal 1 » et « Couvert végétal 2 »	142
3.	« Rugosité du couvert végétal » spécifique aux sites dans un système hydrogéomorphologique alluvial	148
4.	« Rareté des rigoles », « Rareté des fossés », « Rareté des fossés profonds », « Végétalisation des fossés et fossés profonds », « Rareté des drains souterrains »	152
5.	« Rareté du ravinement », « Végétalisation des berges » (« Végétalisation des berges » spécifique au site dans un système hydrogéomorphologique alluvial)	165
6.	« Acidité du sol 1 », « Acidité du sol 2 »	171
7.	« Matière organique incorporée en surface », « Matière organique enfouie »	177
8.	« Tourbe en surface », « Tourbe enfouie »	186
9.	« Texture en surface 1 », « Texture en surface 2 », « Texture en profondeur »	194
10.	« Conductivité hydraulique en surface » et « Conductivité hydraulique en profondeur »	202
11.	« Hydromorphie »	211
12.	« Richesse des grands habitats », « Equipartition des grands d'habitats », « Richesse des habitats », « Diversité des habitats »	216
13.	« Proximité des habitats », « Similarité avec le paysage »	226
14.	« Rareté des lisières »	235
15.	« Rareté de l'artificialisation de l'habitat »	239
16.	« Rareté des invasions biologiques végétales »	245
V.1.5.	Interprétation des indicateurs et précautions élémentaires	249
V.2.	Principales informations relevées en complément aux indicateurs	250
VI.	Applications des diagnostics pour évaluer l'équivalence fonctionnelle dans le cadre de la compensation d'impacts sur les zones humides.....	252
VII.	L'interprétation du résultat pas à pas.....	252
VIII.	Documents mis à disposition pour l'évaluation	252

IX.	Vérification du respect des exigences de conception de la méthode et principales modifications apportées aux prototypes pour parvenir à la version finale	253
IX.1.	Pragmatisme : clarté des instructions pour appliquer la méthode et justesse des informations obtenues.....	253
IX.1.1.	Utilisation de la clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques.....	253
IX.1.2.	Délimitation de la zone contributive.....	254
IX.1.3.	Photo-interprétation sur la BD ORTHO®	254
IX.1.4.	Informations collectées sur les sondages pédologiques.....	255
IX.2.	Rapidité de mise en œuvre	255
IX.3.	Reproductibilité	258
IX.4.	Indépendance maximale à la phénologie et aux variations saisonnières	259
IX.5.	Non recours aux experts	259
IX.6.	Accessibilité et fiabilité des données utilisées : indépendance aux informations des documents de police de l'eau	259
IX.7.	Résultat fondé scientifiquement, synthétique et compréhensible par des publics techniques et non techniques.....	260
X.	Principales limites de la méthode	261
XI.	Autres applications éventuelles de la méthode	261
XII.	Principales perspectives	261
Annexe I : Interdépendance entre les fonctions réalisées par les zones humides et prédisposition de différents types de zones humides à les réaliser		
		262
Annexe II : Convention Onema-MNHN 2013-2015		
		265
Annexe III : Superficie des sites tests de 2015 et de leurs zones contributives par système hydrogéomorphologique.....		
		267
Annexe IV : Méthodologie utilisée pour la typologie des sites en fonction de leurs caractéristiques ou des caractéristiques de leur environnement		
		270
Annexe V : Description et typologie des habitats EUNIS niveau 1 dans les sites tests		
		271
Annexe VI : Description et typologie des habitats EUNIS niveau 2 dans les sites tests.....		
		275
Annexe VII : Description et typologie des sites tests en fonction des caractéristiques de leurs paysages		
		280
Annexe VIII : Description et typologie des sites tests en fonction de l'occupation du sol de leurs zones contributives		
		284

Annexe IX : Principes régissant la compensation écologique.....	287
Annexe X : Réflexion pour le choix des échelles (extrait de Clair <i>et al.</i> 2005 d’après la contribution à l’élaboration d’une méthodologie de cartographie des habitats naturels et des espèces végétales dans les sites Natura 2000, 2004, Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux).....	288
Annexe XI : Liste des habitats « continentaux » EUNIS niveaux 1, 2 et 3 (dénomination issue de Louvel <i>et al.</i> 2013a)	289
Annexe XII : Influence de différents facteurs sur le temps passé à appliquer le prototype de méthode 2015.....	294
Bibliographie.....	296
Références des rapports de stages associés à la conception de la méthode	310
Références des rapports de stages qui ont précédé la conception de la méthode	310

Remarque préliminaire sur les sites utilisés en illustration dans ce document : ils sont utilisés à des fins de communication sans présager nécessairement l’existence ou la connaissance de quelconques mesures d’aménagement envisagées ou de compensation connues. Leur utilisation en illustration de ce document n’implique pas nécessairement que des visites sur le terrain ont eu lieu sur ces sites. Ils sont choisis à des seules fins illustratives.

Ce document présente seulement les fondements théoriques, scientifiques et techniques de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides.

Pour avoir un aperçu synthétique du contenu de la méthode, reportez-vous au Guide et protocoles dédié à la méthode, paru dans les collections de l'Onema (voir Gayet *et al.* 2016). Il est indiqué dans le présent document quand vous devez vous reporter au Guide et protocole pour en savoir plus sur des éléments de la méthode.

Un tableur est mis à disposition avec la méthode pour l'appliquer. Reportez-vous à la partie B du Guide et protocoles pour connaître les instructions pour remplir ce tableur. Reportez-vous à la partie C du Guide et protocoles pour connaître les clefs pour interpréter le résultat d'une évaluation dans le tableur.

I. Introduction

I.1. Contexte national

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître le contexte politique, réglementaire et pratique dans lequel la méthode a été conçue (voir Introduction générale, section 1. Contexte national).

I.2. Objectifs de la méthode

Cette méthode doit répondre à la question suivante :

**Les pertes fonctionnelles sur le site impacté sont-elles compensées
par les gains fonctionnels sur le site de compensation
après la mise en œuvre des mesures compensatoires ?**

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître le détail de la question à laquelle la méthode doit répondre et les principes de la compensation écologique auquel l'application de la méthode répond durant la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser » (voir Introduction générale, section 2. Objectifs de la méthode).

I.3. Public visé par la méthode

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître le public destinataire de la méthode (voir Introduction générale, section 3. Public visé par la méthode).

I.4. Zones humides ciblées par la méthode et préalables indispensables à son application

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître les zones humides sur lesquelles la méthode est applicable (voir Introduction générale, section 4. Zones humides ciblées par la méthode et préalables indispensables à son application et section 5. Définition de l'objet d'étude).

I.5. Qu'entend-t-on par fonction ?

I.5.1. Définition du terme « fonction »

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître la définition des fonctions adoptée dans cette méthode (voir Introduction générale, section 6. Fonctions évaluées par la méthode).

Voir l'Annexe I pour avoir des informations sur les relations entre les fonctions et la prédisposition de différents types de zones humides à les réaliser.

I.5.2. Fonctions et sous-fonctions évaluées par la méthode

Les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et d'accomplissement du cycle biologique des espèces sont déclinables en sous-fonctions très difficiles à évaluer exhaustivement. Par exemple, pour l'assimilation végétale des nutriments (azote, phosphore, carbone, potassium, magnésium, calcium...), des sous-fonctions biogéochimiques pourraient être déclinées par nutriment. **Avec une telle méthode, il est évidemment impossible d'évaluer l'ensemble des sous-fonctions des zones humides et des choix ont été faits.** Les sous-fonctions retenues sont le résultat d'une réflexion menée par les partenaires associés à la conception de la méthode. **Au cours de cette réflexion, les sous-fonctions retenues sont celles pour lesquelles (1) les zones humides portent le plus souvent un rôle prépondérant comparativement aux autres milieux selon les acteurs impliqués dans leur gestion, (2) pour lesquelles la littérature scientifique est suffisamment abondante pour proposer des indicateurs qui reflètent le plus pertinemment possible leur réalisation et (3) celles qu'il paraît possible d'évaluer par le biais d'une telle méthode.** Les fonctions et les sous-fonctions évaluées avec la méthode sont les suivantes :

- **Fonctions hydrologiques :**
 - **ralentissement des ruissellements :** évaluer le ralentissement des écoulements d'eau en surface (flux liquides) ;
 - **recharge des nappes :** évaluer l'infiltration des eaux de surface en profondeur dans le sol (flux liquides souterrains) ;
 - **rétenion des sédiments :** évaluer le captage des sédiments qui transitent avec les ruissellements et la rétenion des particules solides présentes dans la zone humide (flux solides érosifs ou particulaires) ;
- **Fonctions biogéochimiques :**
 - **dénitrification des nitrates :** évaluer la transformation des nitrates (NO_3^-) en azote gazeux dans l'atmosphère (N_2O , NO , N_2) ;
 - **assimilation végétale de l'azote :** évaluer la capacité de la végétation à assimiler l'azote et à le retenir temporairement ;

- **adsorption, précipitation du phosphore** : évaluer le processus de rétention du phosphore par le biais de mécanismes d'adsorption et de précipitation dans le sol ;
- **assimilation végétale des orthophosphates** : évaluer la capacité de la végétation à assimiler les orthophosphates et à les retenir temporairement;
- **séquestration du carbone** : évaluer l'importance de la séquestration du carbone dans les végétaux et dans le sol ;
- **Fonctions d'accomplissement du cycle biologique des espèces** :
 - **support des habitats** : évaluer la composition et la structure des habitats pour décrire leur capacité à accueillir des espèces autochtones afin qu'elles y accomplissent tout ou partie de leur cycle biologique ;
 - **connexion des habitats** : évaluer la connectivité (inverse de l'isolement) des habitats et décrire les possibilités de déplacement des espèces autochtones.

Chaque sous-fonction sélectionnée est décrite ci-après.

1.5.2.1. Fonctions hydrologiques

L'hydrologie est probablement le déterminant le plus important pour l'établissement et le maintien de différents types de zones humides et des processus associés (Mitsch et Gosselink 2000). **En effet, les conditions hydrologiques, notamment de sub-surface, l'hydro-période et l'équilibre entre apports et exports d'eau affectent de nombreux facteurs abiotiques dans la zone humide comme l'anaérobiose des sols et la disponibilité en nutriments, qui influencent ensuite les micro-organismes, la faune, la flore et la fonge. Ces communautés affectent en retour l'hydrologie et les processus physicochimiques (Figure ci-après).**

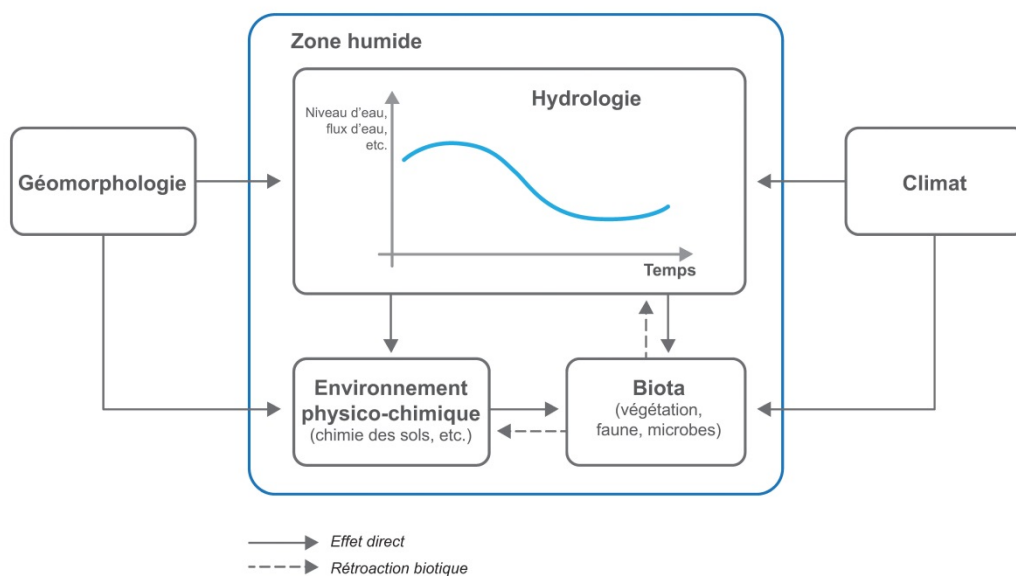


Figure 1 : Déterminants du fonctionnement général d'une zone humide (source : National Research Council 1995 dans Fustec et Lefevre 2000 ; remise en forme dans Gayet *et al.* 2016).

Les principales sources d'alimentation en eau d'une zone humide sont les précipitations, les submersions par le cours d'eau en zone alluviale, les écoulements en surface, les résurgences de sources et les flux souterrains qui transportent les nutriments dans et hors de la zone humide (Mitsch et Gosselink 2000). Les pertes sont quant à elles liées à l'évapotranspiration, aux écoulements de surface et aux flux souterrains. Ces flux diffèrent fortement selon le type de zone humide.

Dans le cadre de cette méthode, les fonctions hydrologiques sont déclinées en trois sous-fonctions : (1) le ralentissement des ruissellements, (2) la recharge des nappes et (3) la rétention des sédiments.

1. Sous-fonction de ralentissement des ruissellements

Les apports d'eaux superficielles provenant du ruissellement terrestre incluent les écoulements non chenalés (habituellement pendant ou peu après les pluies ou le dégel) et les écoulements chenalés (zone humide alluviale par exemple) (Mitsch et Gosselink 2000). **Les zones humides réceptrices des écoulements de surface sont donc logiquement situées topographiquement plus bas que l'environnement alentour.** L'ampleur et la vitesse de ces écoulements peuvent être affectés par exemple par les pluies ou le mode d'occupation des sols sur les versants (Barnaud et Fustec 2007). **Evaluer la sous-fonction de ralentissement des ruissellements revient principalement à évaluer la capacité d'une zone humide à réduire la vitesse de transit des écoulements qui ont lieu en surface.**

A l'intérieur de la zone humide une série de facteurs physiques et biologiques peuvent influencer la vitesse des ruissellements. Parmi ces facteurs, il y a notamment :

- **Le mode d'occupation du sol en amont et dans la zone humide :** la réduction de la vitesse des écoulements superficiels par la végétation dépend notamment de la rugosité du couvert végétal. Les arbres sont particulièrement efficaces dans le cas de débits ou de lames d'eau importantes. Les strates inférieures (herbacées et arbustives) offrent également une résistance aux écoulements. Lorsqu'une crue se propage, les débris interceptés par la végétation sont des obstacles supplémentaires aux écoulements (Barnaud et Fustec 2007). La nature et la densité du couvert végétal influencent donc la vitesse des écoulements et la sédimentation des particules (Fustec et Lefeuvre 2000) ;
- **La complexité topographique.** La microtopographie d'une zone humide peut affecter son fonctionnement hydrologique (Moser *et al.* 2007a) en ralentissant de manière plus ou moins importante les écoulements. De même, les bras morts, dépressions, levées, bourrelets de berges à l'aval, infrastructures... accroissent la tortuosité des écoulements et amoindrissent leur vitesse ;
- **Les systèmes de drainage.** Cela peut par exemple être des aménagements comme les fossés qui sont notamment destinés à évacuer les eaux de surface durant les intempéries (Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007). Ils tendent à accélérer la vitesse des écoulements dans la zone humide. L'intensité de leur effet varie selon leur orientation par rapport à la pente, leur dimensionnement (par ex. profondeur), leur mode de gestion (par ex. enherbement) et les ouvrages qui y sont implantés (par ex. seuil, martelière, vanne) ;

- **Le ravinement.** L'érosion à l'origine de ravinements dans les zones humides favorise le transfert des ruissellements vers l'aval (Poesen *et al.* 2003) en ne freinant pas les écoulements dans la zone humide ;
- **Les « caractéristiques de l'exutoire » de la zone humide.** Elles affectent aussi le temps de séjour dans les milieux riverains. Plus les débits de sortie sont limités, plus l'écoulement des eaux à l'amont est ralenti et leur temps de séjour est important (Barnaud et Fustec 2007) ;
- **La connexion de la zone humide avec le cours d'eau dans les systèmes alluviaux.** Les zones humides liées à la présence d'un cours d'eau sont sous la forte influence des écoulements qui y ont lieu. Quand les écoulements dans la rivière débordent dans la plaine d'inondation, le niveau à pleins bords est dépassé. Les zones humides peuvent alors recevoir les eaux en surface par inondation et ralentir voire réduire ces écoulements du fait de la rugosité du couvert végétal en place et de phénomènes d'humectation des sols. La profondeur d'eau, les patrons d'écoulement, la durée et la fréquence des inondations résultent des apports et exports en eau (Mitsch et Gosselink 2000). En général plus le lit mineur est incisé, plus la distance entre la zone humide et le cours d'eau est grande, plus le cours d'eau est rectiligne ; alors moins le cours d'eau est connecté aux zones humides alluviales et moins les conditions sont favorables au ralentissement des ruissellements dans la zone humide.

Le ralentissement des ruissellements dans les zones humides et leurs effets en aval sur les pics d'inondation peuvent être complexes. Le plus souvent, les zones humides tendent à ralentir ou réduire les écoulements mais cet effet n'est pas systématique (voir Bullock et Acreman 2003).

Pour évaluer le ralentissement des ruissellements dans la zone humide, les caractéristiques des systèmes de drainage en surface sont prises en compte. En complément, dans les zones humides alluviales, la rugosité du couvert végétal, l'incision du lit mineur du cours d'eau (hauteur à pleins bords), la sinuosité du cours d'eau et la proximité de la zone humide au lit mineur sont également prises en compte. Les caractéristiques d'un éventuel exutoire dans la zone humide, la topographie et la pente ne sont pas prises en compte car trop complexes à mesurer dans le cadre de cette méthode.

2. Sous-fonction de recharge des nappes

Il a longtemps été considéré que les zones humides présentaient des capacités d'échanges quasi inexistantes avec les eaux souterraines (substratums peu perméables, colmatage en profondeur par des éléments fins ou de la matière organique peu perméable). Effectivement, beaucoup de zones humides sont sur un sol ou un substrat rocheux imperméable, ayant de fait peu d'interactions avec les eaux souterraines (Bullock et Acreman 2003) ; les sources principales d'eau sont alors constituées par les écoulements de surface et les précipitations, alors que les pertes se font majoritairement par évapotranspiration et par des écoulements en surface. Néanmoins, des études ont montré que des infiltrations lentes existent et que les zones humides constituent alors des zones de recharges permanentes pour les nappes phréatiques (Barnaud et Fustec 2007). **La**

recharge des eaux souterraines a lieu quand un composant de la zone humide est traversé par les écoulements de la surface vers la profondeur, en direction du substrat minéral. Une zone humide peut alors participer à la recharge des aquifères (Siegel 1987). Les flux souterrains peuvent être respectivement à l'origine d'entrées (par « décharge » des eaux souterraines) ou de sorties d'eau (on parle alors de « recharge » des eaux souterraines) dans les zones humides (Bullock et Acreman 2003). Mesurer les apports par les sources ou les pertes par infiltration dans les zones humides est complexe. Il est souvent admis qu'en vertu du principe de la conservation de l'eau, une fois que les autres termes du bilan hydrologique sont connus la différence de volume s'explique par les échanges souterrains (Acreman 2000).

Les eaux souterraines peuvent avoir une influence déterminante sur le fonctionnement de certaines zones humides. Par exemple, la décharge des eaux souterraines dans une zone humide survient quand les eaux en surface d'une zone humide sont plus basses que celle de la nappe phréatique des terres adjacentes. A l'inverse quand le niveau d'eau d'une zone humide est plus haut que celui de la nappe phréatique environnante, les eaux souterraines vont être évacuées hors de la zone humide vers la nappe phréatique (Mitsch et Gosselink 2000). **L'évaluation de la sous-fonction de recharge des nappes consistera principalement à évaluer la capacité de l'eau de surface à s'infiltrer dans le sol de la zone humide pour contribuer à l'alimentation des nappes.**

Au sein d'une zone humide, une série de facteurs physiques peut influencer la recharge des nappes. Parmi ces facteurs, il y a notamment :

- **La granulométrie des particules et leur conductivité hydraulique.** Les zones humides sont souvent dans des zones de dépôts sédimentaires, organiques ou minéraux, dont la finesse et le degré de consolidation sont inégaux. Selon la taille des vides entre les dépôts, les écoulements sont plus ou moins rapides entre ces particules. Ainsi, à géométrie d'aquifère et piézométrie constante, le débit dépend de la perméabilité et donc de la granulométrie et de l'arrangement des matériaux traversés par les écoulements (Fustec et Lefeuvre 2000) ;
- **La teneur en matière organique du sol des zones humides non tourbeuses.** La perméabilité dépend également fortement de la dynamique des matières en suspension qui peuvent avoir un effet de colmatage tout comme la matière organique (voir Fustec et Lefeuvre 2000) ;
- **La présence d'horizons histiques et l'état de dégradation du matériau organique qui les constituent dans les zones humides tourbeuses.** La conductivité hydraulique varie entre des tourbes fortement décomposées (conductivité plus faible) et des tourbes à un stade de dégradation moins avancé (conductivité plus forte) (voir Baird *et al.* 1995, Hoffmann *et al.* 1993 dans Davidsson *et al.* 2000) ;
- **Les systèmes de drainage.** Par exemple, les aménagements comme des fossés ou des drains souterrains sont destinés à évacuer les eaux vers l'aval et à assécher le sol en abaissant le niveau de la nappe phréatique (Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007). Ils facilitent l'écoulement des eaux drainées vers l'aval et limitent donc la recharge des nappes.
- **La connexion de la zone humide avec le cours d'eau dans les systèmes alluviaux.** Dans les systèmes alluviaux, le niveau de la nappe varie notamment selon la saison, les intempéries, les fluctuations du niveau de la rivière qui la traverse (un abaissement de la nappe pouvant être observé sur quelques centaines de mètres de part et d'autre du

cours d'eau en étiage). Les nappes sont le plus souvent drainées par les cours d'eau en régions tempérées (sauf en période d'inondation). Une forte incision du lit de la rivière associé à une zone humide alluviale peut affecter la capacité de recharge de la nappe phréatique par cette zone humide (effet drainant de la rivière accru) (Fustec et Lefevre 2000).

La sous-fonction de décharge des nappes souterraines n'est pas évaluée du fait des difficultés à identifier des paramètres pertinents à évaluer avec cette méthode. Pour évaluer la recharge des nappes dans une zone humide, la conductivité hydraulique des matériaux qui constituent le sol (texture ou tourbe) et les caractéristiques des systèmes de drainage en surface et souterrains sont prises en compte. En complément, dans les zones humides alluviales, l'incision du lit mineur du cours d'eau (hauteur à pleins bords) est également prise en compte.

3. Sous-fonction de rétention des sédiments

Par sédiment, on entend toutes les particules solides constitutives du sol ou déposées à sa surface. Les alluvions sont donc des sédiments qui constituent des dépôts meubles. Les zones humides sont le plus souvent des dépressions naturelles ou d'origine anthropique dont le comblement est en cours par des apports de sédiments provenant des cours d'eau, des particules transportées par le vent ou encore de l'accumulation de matière organique (Fustec et Lefevre 2000). L'importance de ces apports varie d'une zone humide à l'autre, mais ils reflètent généralement le régime hydrologique. En effet, les zones humides dans les plaines inondables peuvent recevoir des sédiments en proportion conséquente lors des inondations généralement bien plus que ce que les zones humides non alluviales en reçoivent via les ruissellements de surface (Maltby 2009). La dynamique sédimentaire est cruciale pour le fonctionnement d'une zone humide. Elle anime notamment la dynamique des nutriments et des matériaux organiques. La rétention des sédiments s'effectue quand les sédiments en suspension dans l'eau sont transportés dans la zone humide (par ex. par ruissellement ou débordement des cours d'eau) puis y sont stockés que ce soit sur le court terme ou le long terme. **Évaluer la rétention des sédiments par une zone humide revient à évaluer (1) la capacité d'une zone humide à capter les sédiments qui y transitent au travers des écoulements de surface et (2) la capacité d'une zone humide à retenir les sédiments déjà présents (par ex. particules minérales incorporées au sol).**

A l'extérieur de la zone humide, une série de facteurs physiques peuvent influencer les apports de sédiments. Parmi ces facteurs, il y a notamment :

- **Les apports de sédiments provenant de l'amont.** Les zones pourvoyeuses en sédiments vers l'aval sont souvent les cultures, les sites de construction, les chemins d'exploitations forestières... (Wenger 1999).
- **Les caractéristiques de la zone tampon autour de la zone humide.** Les zones tampons peuvent représenter des barrières physiques aux écoulements superficiels et constituer des pièges pour les sédiments (Castelle *et al.* 1994).

Une série de facteurs physiques intrinsèques à la zone humide peuvent influencer la rétention des sédiments. Parmi ces facteurs, il y a notamment :

- **La complexité topographique et le mode d'occupation du sol dans la zone humide.** La microtopographie, le type fluvial de la zone humide ou encore la nature et la densité du couvert végétal de la zone humide dispersent l'énergie cinétique de l'eau, réduisent son pouvoir érosif et facilitent les dépôts (Agence de l'eau RM&C 2007). La microtopographie peut affecter le fonctionnement hydrologique (Moser *et al.* 2007a) en générant une rugosité opposée aux écoulements. Les bras morts, dépressions, levées, bourrelets de berges à l'aval,... accroissent la tortuosité des écoulements et amoindrissent leur vitesse. Enfin, la rugosité du couvert végétal ralentit les écoulements et favorise la rétention des particules en suspension. Les arbres sont particulièrement efficaces quand les débits ou les lames d'eau sont importants. Les strates inférieures (herbacées et arbustives) offrent également une résistance aux écoulements. Lorsqu'une crue se propage dans une zone humide, les débris interceptés par la végétation sont des pièges supplémentaires pour les sédiments (Barnaud et Fustec 2007). Selon la nature et la densité du couvert végétal, leur influence est plus ou moins grande sur la réduction de la vitesse des écoulements et la sédimentation des particules (Fustec et Lefeuvre 2000).
- **Les systèmes de drainage en surface.** Le drainage en surface génère le plus souvent des écoulements superficiels plus rapides et les pertes sédimentaires associées sont donc accrues. L'effet de tels aménagements peut varier selon leur orientation, leur dimensionnement (par ex. profondeur), leur mode de gestion (par ex. enherbement), les ouvrages implantés (par ex. seuil, martelière, vanne)... (voir Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007).
- **Le ravinement.** L'érosion à l'origine du ravinement dans les zones humides génère des chenaux efficaces pour transférer les sédiments vers l'aval, réduisant la possibilité de dépôts sédimentaires (Poesen *et al.* 2003).
- **La granulométrie des particules du sol.** La texture du sol est un des principaux facteurs affectant les pertes de sol dans les écosystèmes (Wischmeier et Mannering 1969, Essien 2013). La sensibilité à l'érosion diminue quand la proportion de limons décroît dans les sols (Wischmeier et Mannering 1969).
- **La teneur en matière organique du sol dans les zones humides non tourbeuses.** Les apports en matières organiques dans le sol maintiennent des systèmes biotiques actifs et complexes grâce aux composés organiques incorporés, générant des structures de sol stables qui diminuent les risques d'érosion (voir Puigdefábregas 2005). Généralement, les sols dont la texture est pauvre en argile, avec une faible proportion de matière organique et une forte proportion de limons sont plus sensibles à l'érosion (Wischmeier et Mannering 1969, Liu *et al.* 2008).
- **La pente.** La pente a une influence majeure sur les pertes de sol (Wischmeier et Mannering 1969). En général, plus la pente est importante, plus la sensibilité du sol à l'érosion est importante.
- **La connexion de la zone humide avec le cours d'eau dans les systèmes alluviaux.** Les zones humides associées à un cours d'eau sont sous l'influence de ses écoulements (Mitsch et Gosselink 2000). En période de crue, ces zones humides peuvent recevoir des sédiments qui accompagnent les eaux de surface. En général, les conditions sont moins favorables à la sédimentation dans une zone humide alluviale quand le lit mineur s'incise,

quand la distance entre la zone humide et le cours d'eau augmente, quand le cours d'eau est plus rectiligne. La présence de zones d'extraction de granulats alluvionnaires peut également affecter la sédimentation dans une zone humide alluviale. Elles créent parfois des zones de captage pour les sédiments qui transitent dans la plaine alluviale en période de crue.

- **Les « caractéristiques de l'exutoire » de la zone humide.** Les caractéristiques de l'exutoire affectent aussi le temps de séjour dans les milieux riverains. Plus les débits de sortie sont limités, plus le ralentissement des eaux et leur temps de séjour sont importants (Barnaud et Fustec 2007) et plus les conditions sont favorables à la sédimentation des particules solides.

La rétention des sédiments est évaluée au travers d'une description des apports de sédiments qui peuvent avoir lieu en évaluant dans l'environnement extérieur de la zone humide, le mode d'occupation du sol en amont, le mode d'occupation du sol dans la zone tampon de la zone humide ; et les caractéristiques du cours d'eau associé à la zone humide pour les zones humides alluviales.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer la rétention des sédiments sont les suivants : la texture du sol, la matière organique dans le sol, le couvert végétal, le ravinement et les caractéristiques des systèmes de drainage en surface. Dans les zones alluviales sont également prises en compte la rugosité du couvert végétal et les caractéristiques du couvert végétal sur les berges. Les caractéristiques d'un éventuel exutoire dans la zone humide, la topographie et la pente ne sont pas prises en compte car trop complexes à mesurer dans le cadre de cette méthode.

I.5.2.2. Fonctions biogéochimiques

1. Sous-fonctions associées au cycle de l'azote

Le cycle de l'azote (N) est un cycle fermé relativement simple. **Les produits azotés sont en grande partie produits par les plantes qui, après avoir absorbé principalement des ions nitrates ou ammonium dans la solution du sol fabriquent des molécules organiques (par ex. acides aminés, acides nucléiques). Les tissus végétaux peuvent être consommés par les animaux qui *in fine* excrètent leurs déchets azotés sous forme d'urée par exemple.** Les déchets végétaux ou animaux une fois au sol subissent un phénomène de décomposition qui conduit à la fabrication d'ammoniaque (ammonification). Cette ammonification se fait avec le concours des microorganismes : bactéries aérobies, bactéries anaérobies strictes ou facultatives, moisissures... L'ammoniaque produit peut être libéré dans le sol où il est rapidement oxydé par des bactéries du genre *Nitrosomas* qui transforment l'ammoniaque en nitrite (nitritation). Ces ions peuvent également être adsorbés à la surface des argiles et de la matière organique du sol ou être assimilés et transformés par la végétation ou par les microorganismes. Des bactéries du genre *Nitrobacter* poursuivent l'oxydation des nitrites pour former des nitrates (nitratation). C'est surtout sous cette forme que l'azote est réutilisé par les plantes.

L'azote nitrique peut être réduit sous l'action de bactéries dénitrifiantes qui restituent l'azote sous forme gazeuse, c'est le processus de dénitrification (Figure ci-après). Ce dernier aboutit

à l'élimination définitive de l'azote du milieu. Un autre processus contribue à l'élimination de l'azote du milieu : la transformation de l'azote organique dissous en ammoniac volatil. Toutefois, ce phénomène de volatilisation ($\text{pH} > 7$, températures élevées) des ions NH_4^+ en ammoniac (NH_3) contribue de manière extrêmement limitée à la réduction de la concentration en nitrates dans les milieux tempérés (Matheson et Sukias 2010).

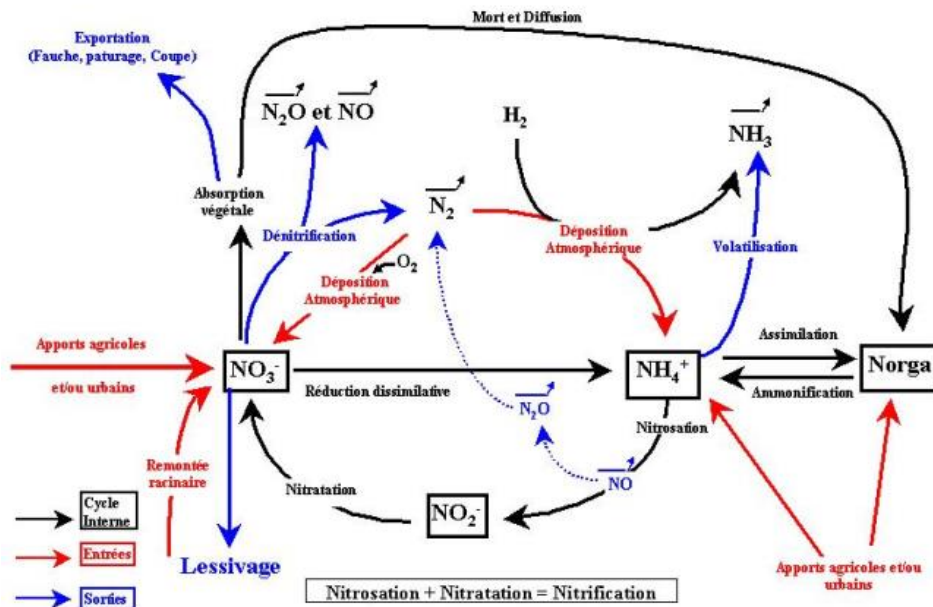


Figure 2 : Transformations biologiques et non biologiques affectant le devenir de l'azote dans le sol (Clément 2001).

Parmi les mécanismes permettant l'élimination de l'azote dans les zones humides, la dénitrification constitue le processus le plus important. Toutefois, l'assimilation végétale peut également être un vecteur possible d'exportation si la végétation en place est régulièrement exportée (par ex. fauche, pâture, coupes forestières). Dans le cas contraire, la rétention par la végétation n'est que temporaire mais permet de réduire à certaines périodes de l'année (surtout au printemps avec la croissance végétale) la diffusion des flux azotés limitant ainsi les risques d'eutrophisation en aval. Ces deux processus sont pris en compte dans cette méthode comme des sous-fonctions.

L'assimilation végétale de l'azote

Comparativement à la dénitrification, l'assimilation végétale de l'azote dans une zone humide est généralement considérée comme de moindre importance pour éliminer l'azote¹ car il s'agit d'une rétention temporaire (restitution au système lors de la décomposition), sauf si la

¹ A souligner toutefois l'importance de la végétation pour (1) apporter les ressources carbonées nécessaires aux bactéries responsables de la dénitrification (c'est-à-dire la rhizodéposition, Bastviken *et al.* 2007), (2) faciliter la diffusion des nitrates vers les zones anoxiques par le biais des processus de transpiration (mouvement vertical de l'eau dans le sol, Martin *et al.* 2003) et (3) oxygéner localement des sédiments permettant d'éviter une réduction trop importante. L'importance des deux processus semble donc dépendre des conditions locales (Clément *et al.* 2003c).

biomasse végétale est exportée (Bachand et Horne 1999, Lin *et al.* 2002, Matheson et Sukias 2010, Desmet *et al.* 2011). Dans ce cas, l'assimilation peut selon les conditions être équivalente ou même supérieure à la dénitrification (par ex. Gumbricht 1993).

Sur un pas de temps annuel, l'assimilation végétale de l'azote est un processus qui dépend principalement :

- **de l'apport azoté.** L'assimilation végétale dépend de l'apport azoté dans la zone humide en provenance de l'amont ;
- **du type d'habitat.** Selon le type d'habitats et les modes de gestion (par ex. pâturage, fauche), l'assimilation végétale de l'azote peut varier de manière substantielle (par ex. Dhondt *et al.* 2006). Les boisements ont régulièrement été considérés comme des habitats plus efficaces en termes de rétention de l'azote comparativement aux habitats herbacés (Hefting *et al.* 2005, Maltby 2009). Deux raisons principales sont invoquées pour expliquer ce phénomène : le temps de résidence élevé de l'azote dans les organes lignifiés (Maltby 2009) et la profondeur de l'enracinement (Lowrance *et al.* 1995). Cette hiérarchisation est toutefois sujette à débat. En effet, des résultats contraires ont par exemple été obtenus par (Groffman *et al.* 1991, Haycock et Pinay 1993, Osborne et Kovacic 1993). D'autres n'ont pu mettre en évidence de différence entre ces habitats (Vought *et al.* 1994, Lyons *et al.* 2000, Clément *et al.* 2002, 2003a, b, Syversen 2002, Sabater *et al.* 2003).

La vitesse d'écoulement des eaux dans la zone humide est également un facteur à prendre en compte. En effet, plus l'écoulement est rapide, moins la végétation sera en mesure d'assimiler l'azote dissous.

L'assimilation végétale de l'azote est évaluée au travers d'une description des apports azotés qui peuvent avoir lieu en décrivant le mode d'occupation du sol en amont et le mode d'occupation du sol dans la zone tampon de la zone humide.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer cette sous-fonction sont : le couvert végétal et ses modalités de gestion, la matière organique dans le sol ; et d'autre part les caractéristiques des systèmes de drainage (en surface et souterrains) et le ravinement vu leurs effets directs sur la vitesse des écoulements qui influencent indirectement l'assimilation végétale de l'azote. Dans les zones alluviales, sont également prises en compte la rugosité du couvert végétal et les caractéristiques du couvert végétal sur les berges du fait de leur capacité à affecter la vitesse d'écoulement des eaux et indirectement l'assimilation végétale de l'azote.

La dénitrification des nitrates

Deux types de facteurs affectent la dénitrification dans le sol (Saggar *et al.* 2013) : les régulateurs proximaux et les régulateurs distaux. Les régulateurs proximaux affectent instantanément les communautés dénitrifiantes et le taux de dénitrification. Les régulateurs distaux contrôlent la composition et la diversité des communautés dénitrifiantes sur de plus larges échelles

spatio-temporelles que les facteurs proximaux (croissance des plantes, pratiques de gestion, texture du sol et disponibilité en eau).

La dénitrification est un processus sous l'influence d'une série de facteurs dont les plus importants sont l'hydromorphie des sols, l'apport azoté, la concentration en composés carbonés facilement métabolisables par les microorganismes, la température, le temps de rétention de l'eau dans la zone humide et la texture des sols (Weitz *et al.* 2001, Pinay *et al.* 2002, Florinsky *et al.* 2004, Hill et Cardaci 2004, Curie 2006). L'importance relative de ces facteurs dans la dénitrification est particulièrement difficile à évaluer. Certains auteurs mettent en avant l'importance de la charge azotée et des conditions hydrauliques comparativement aux conditions climatiques ou à l'occupation du sol (Poe *et al.* 2003, Sabater *et al.* 2003, Hefting *et al.* 2004), toutefois cette hiérarchisation semble régulièrement remise en cause (par ex. Bachand et Horne 1999, Pinay *et al.* 2007).

La dénitrification des nitrates est évaluée au travers d'une description des apports azotés qui peuvent avoir lieu en décrivant le mode d'occupation du sol en amont et le mode d'occupation du sol dans la zone tampon de la zone humide.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer cette sous-fonction sont : le couvert végétal, la texture du sol, l'hydromorphie, la matière organique dans le sol, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. Dans les zones alluviales, la rugosité du couvert végétal et le couvert végétal sur les berges sont également pris en compte du fait de leur capacité à ralentir les écoulements et à favoriser indirectement la dénitrification des nitrates.

2. Sous-fonctions associées au cycle du phosphore

Le cycle du phosphore (P) est unique parmi les cycles biogéochimiques majeurs car il ne possède pas de composante gazeuse, du moins en quantité significative et par conséquent il n'affecte pratiquement pas l'atmosphère. Le phosphore ne peut donc pas être éliminé par volatilisation. Il se distingue aussi des autres cycles par le fait que le transfert de phosphore d'un réservoir à un autre n'est pas contrôlé par des réactions microbiennes, comme c'est le cas par exemple pour l'azote. **Seuls des processus d'assimilation végétale, d'adsorption ou de complexation peuvent affecter son devenir.**

Dans l'environnement, le phosphore est principalement présent sous deux formes (Figure ci-après) :

- **dissoute**, dans l'eau et dans la solution du sol sous forme minérale (ions orthophosphates - PO_4^{3-} libres ou associés à de la matière organique sous forme de colloïdes, anions d'acide phosphorique H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} , polyphosphates) ou organique (trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre et leurs formes dégradées) ;
- **particulaire**, lié aux minéraux, aux débris ou incorporé dans les organismes. Les phytines ou phytates (inositols polyphosphates) sont la principale forme de phosphore organique particulaire dans les sols (Tate 1984). Le phosphore particulaire minéral peut être lié à un grand nombre de minéraux (par ex. calcium-apatite, fer-strengite, aluminium-variscite) et aux argiles.

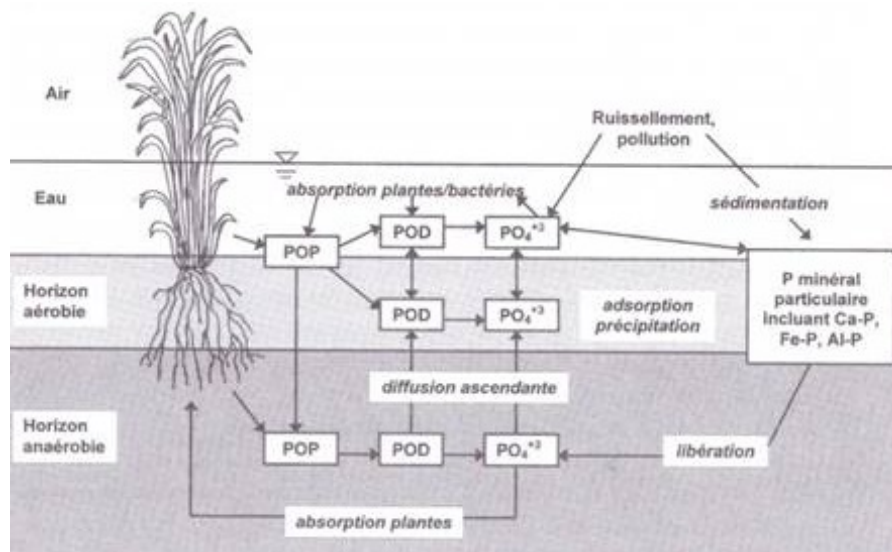


Figure 3 : Représentation schématique des transformations et des transferts du phosphore dans une zone humide quasi fermée.

POP : phosphore organique particulaire, POD : phosphore organique dissous (d'après Mitsch et Gosselink 1993 dans Fustec et Lefeuve 2000).

Les plantes et les microorganismes consomment uniquement le phosphore sous forme d'ions phosphates PO_4^{3-} , H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} . En effet, le phosphore organique n'est pas directement assimilable. Pour le devenir, il doit être hydrolysé par des phosphatases ou des phytases végétales ou microbiennes. La concentration de ces ions dans la solution du sol est généralement très faible. Les plantes assimilent en priorité les ions disponibles dans la solution du sol (Reddy *et al.* 1999). Une fois absorbé par les végétaux autotrophes, le phosphore est transformé en phosphates organiques qui transitent dans les réseaux trophiques. Les phosphates restitués sous forme de déchets organiques sont décomposés par les organismes saprophytes puis par les microorganismes pour être retransformés en orthophosphates minéraux. Le phosphore peut être entraîné dans les cours d'eau avec les ruissellements sous forme de phosphates dissous et particuliers avant d'être évacué vers la mer. Le flux de phosphore dans le paysage dépend de la capacité de rétention des compartiments traversés. **En ce sens, les zones humides jouent un rôle majeur sur le maintien de la qualité chimique des eaux en aval au travers de l'assimilation par la végétation des ions orthophosphates mais également des phénomènes d'adsorption/précipitation² (Reddy *et al.* 1999).**

Vu le caractère transitoire de ces phénomènes de rétention, les zones humides peuvent se comporter alternativement comme des puits ou des sources de phosphore notamment dans le cas des zones humides ouvertes. En d'autres termes, les zones humides transforment plus le phosphore qu'elles ne le retiennent à long terme. De tels mécanismes peuvent parfois être considérés comme bénéfiques, dans la mesure où le phosphore peut ainsi rejoindre les eaux de surface à une période où les conditions climatiques sont moins favorables à l'eutrophisation.

² Un autre processus semble jouer un rôle important dans la rétention du phosphore et concerne la rétention par la biomasse microbienne. Ce processus n'est toutefois pas pris en compte ici.

L'assimilation végétale des orthophosphates

Le phosphore du sol est largement assimilé au cours de la période de croissance végétative (notamment au printemps) mais, comme l'azote, il est rapidement libéré lors de la sénescence des tissus (Mitsch *et al.* 1995). Son stockage est donc temporaire et dépend des formations végétales (vitesse d'absorption, biomasse totale, durée de vie des organes) mais également des conditions abiotiques locales (pH du sol, temps de rétention de l'eau dans la zone humide). A noter que comparativement aux processus physico-chimiques, l'assimilation de phosphore par la végétation est généralement considérée comme réduite (voir Mitsch *et al.* 1995) mais les conclusions à ce sujet sont très variables (par ex. Faulkner et Richardson 1990, Tanner *et al.* 1995, Hunter *et al.* 2001).

L'assimilation végétale des orthophosphates est évaluée au travers d'une description des apports phosphorés qui peuvent avoir lieu en décrivant le mode d'occupation du sol en amont et le mode d'occupation du sol dans la zone tampon de la zone humide.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer cette sous-fonction sont : le couvert végétal et ses modalités de gestion, le pH du sol, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. Dans les zones alluviales sont également prises en compte la rugosité du couvert végétal et les caractéristiques du couvert végétal sur les berges du fait de leur capacité à ralentir les écoulements et à favoriser indirectement l'assimilation végétale des orthophosphates.

L'adsorption et la précipitation du phosphore

Le phosphore peut être stocké de manière relativement pérenne dans les sédiments lorsqu'il se combine à d'autres ions (principalement fer, aluminium, calcium). Des assemblages plus complexes sont par ailleurs réactifs à l'égard des groupements phosphates. C'est le cas de la matière organique qui forme des complexes stables avec les cations métalliques du sol (c'est-à-dire les complexes organométalliques) : le fer, l'aluminium et dans une moindre mesure le calcium. Dans ces différentes configurations, le comportement du phosphore dépend de différents facteurs physico-chimiques et hydrologiques.

En conditions acides, le phosphore précipite pour donner des oxydes de fer, d'aluminium ou de magnésium. Une augmentation du pH entraîne la libération du phosphore dans le milieu : la disponibilité est maximale quand le pH est d'environ 6,5. En conditions de pH élevé (pH basique), le phosphore précipite pour donner des phosphates calciques. La rétention du phosphore est toutefois plus limitée qu'en conditions acides.

Le potentiel rédox est également en mesure d'affecter indirectement le processus d'adsorption³ du phosphore au fer. En conditions réductiques (anaérobie), le fer perd un électron libérant ainsi le phosphore. A l'inverse, en conditions oxydantes, la plus grande proportion d'ions Fe³⁺ permet de retenir le phosphore. Enfin, le phosphore peut être impacté par le régime hydrologique de la zone humide. Les crues qui mobilisent les sédiments remettent généralement en suspension les

³ L'adsorption est la fixation d'une molécule sur une surface minérale ou organique.

nutriments qui y étaient fixés. En outre, elles génèrent pendant un temps donné des conditions anaérobies qui ont pour conséquence la libération du phosphore initialement adsorbé aux ions ferreux (Oraison *et al.* 2011).

La capacité de fixation par les particules du sol dépend donc de la charge en phosphore, de l'abondance de surfaces réactives (par ex. argiles), de la présence d'ions susceptibles de fixer le phosphore (Ca, Fe, Al selon le pH et le potentiel rédox), de la teneur en matière organique (Dorioz et Trevisan 2008) et du régime hydrologique. La multiplicité de ces facteurs explique les raisons pour lesquelles le phosphore n'est donc jamais stocké à très long terme dans les cours d'eau et zones régulièrement inondées.

Les processus physicochimiques à l'origine de l'adsorption et la précipitation du phosphore dans une zone humide sont complexes et difficiles à évaluer. Cette sous-fonction est évaluée au travers d'une description des apports phosphorés qui peuvent avoir lieu en décrivant le mode d'occupation du sol en amont et le mode d'occupation du sol dans la zone tampon de la zone humide.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer cette sous-fonction sont : le couvert végétal, le pH du sol, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. Dans les zones alluviales, sont également prises en compte la rugosité du couvert végétal et les caractéristiques du couvert végétal sur les berges du fait de leur capacité à affecter la vitesse d'écoulement des eaux.

3. Sous-fonction de séquestration du carbone

Le carbone est présent dans les océans, les sols, les réserves de carbone fossile, certaines roches mères, l'atmosphère et la biomasse végétale. On appelle cycle du carbone le déplacement du carbone, sous ses diverses formes, entre la surface de la Terre, l'intérieur de la Terre et l'atmosphère. **Les principaux mécanismes de l'échange de carbone sont la photosynthèse, la respiration et l'oxydation.**

On présente généralement le cycle du carbone sous forme de quatre réservoirs ou bassins interconnectés : l'atmosphère, la biosphère terrestre (y compris les systèmes d'eau douce), les océans et les sédiments (y compris les combustibles fossiles). Le taux d'échange de carbone entre ces réservoirs est appelé flux. Ces réservoirs constituent soit des sources de carbone soit des puits.

Au sein même de la biosphère terrestre, les principaux processus d'échange de carbone entre l'atmosphère, le compartiment végétal et le sol sont la photosynthèse, la respiration autotrophe et la respiration hétérotrophe. La photosynthèse⁴ permet à la végétation d'absorber le CO₂ de l'atmosphère et ainsi de produire de l'oxygène et des molécules de carbone organique

⁴ La photosynthèse est le processus bioénergétique qui permet aux plantes et à certaines bactéries de synthétiser de la matière organique en exploitant la lumière du soleil.

nécessaire à la constitution des tissus végétaux. La respiration⁵ autotrophe (c'est-à-dire par la végétation) et hétérotrophe (c'est-à-dire par les microorganismes, les animaux) consomment le carbone organique pour produire de l'énergie et provoquent une libération de CO₂ dans l'atmosphère. D'autres processus ont également lieu notamment en conditions anaérobies⁶ et incluent la fermentation (conversion des glucides en composés chimiques tels que les acides lactiques, l'éthanol et le CO₂), la méthanogenèse et la réduction du fer, des nitrates et du sulfate (Kayranli *et al.* 2010) (Figure ci-après). La somme des quantités nettes de carbone absorbées ou émises permet de déterminer si le système se comporte comme un puits ou une source.

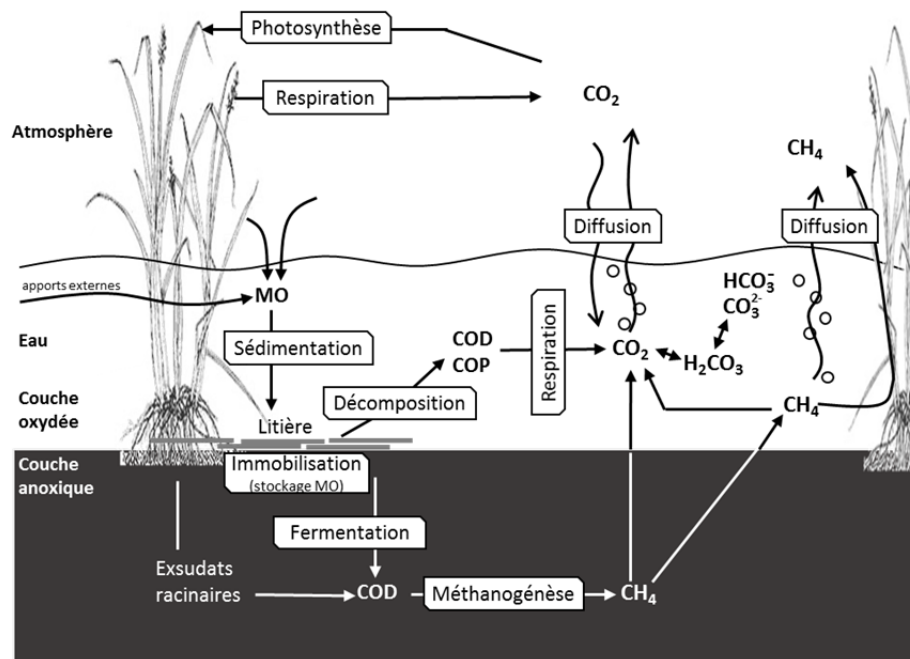


Figure 4 : Représentation simplifiée du cycle du carbone dans une zone humide. CH₄ = méthane, COD = carbone organique dissout, COP = carbone organique particulaire, MO = matière organique (adaptée de Mitsch et Gosselink 2007, Rydin et Jeglum 2013).

Comparativement à d'autres milieux, les zones humides sont souvent considérées comme des puits de carbone⁷ du fait (1) des conditions anaérobies qui inhibent la décomposition de la matière organique (Collins *et al.* 2001, Mitra *et al.* 2005, Mitsch et Gosselink 2007), (2) d'une productivité relativement importante (stockage dans les compartiments végétaux aériens et souterrains (Odum *et al.* 1995, Mitsch et Gosselink 2007)) et de (3) l'apport élevé de matières organiques en raison des caractéristiques parfois dépressionnaires de ces milieux (Mitra *et al.* 2005). Il convient toutefois de souligner que les zones humides peuvent également être à l'origine d'émission de CO₂, de méthane et également d'oxyde nitreux, (Whiting et Chanton 2001, Mitra *et al.*

⁵ La respiration permet en dégradant du glucose grâce au dioxygène d'obtenir de l'énergie. Elle est à l'origine d'émission de CO₂.

⁶ En absence d'oxygène.

⁷ Alors que les zones humides couvrent 6 à 9% de la surface terrestre, elles contiennent entre 14 à 35% du carbone terrestre (Gorham 1991, Maltby et Immirzi 1993, Mitra *et al.* 2005).

2005). Les zones humides seraient ainsi responsables de plus de 25% des émissions annuelles de méthane observées dans le monde (Bartlett et Harris 1993, Whalen 2005, IPCC 2007). L'importance de ces émissions a toutefois été remise en question par (Mitsch *et al.* 2013). Dans le cadre de cette méthode, ces processus n'ont pour l'instant pas été considérés.

L'importance et la durabilité des stocks de carbone dans une zone humide dépendent donc de plusieurs paramètres. Dans le cas du compartiment végétal, le type d'habitats a une influence notable. En effet, selon le type de végétaux, la quantité totale de biomasse aérienne et souterraine et la durée de vie des organes varient. Les forêts se caractérisent par les plus importants stocks de carbone suivis des communautés arbustives et des milieux ouverts (par ex. Bridgham *et al.* 2006).

Concernant le compartiment du sol, il y a notamment les paramètres suivants qui qualifient le stock de carbone en place et/ou qui influencent la séquestration du carbone (c'est-à-dire le temps de rétention du carbone dans les sols) :

- **Le degré d'hydromorphie des sols.** Un sol très hydromorphe inhibe la dégradation de la matière organique aboutissant ainsi à la constitution d'importants stocks de carbone (Collins *et al.* 2001, Mitra *et al.* 2005, Mitsch et Gosselink 2007) ;
- **Les conditions thermiques.** De faibles températures tendent à limiter la décomposition de la matière organique des sols. Pour ces raisons, les sols de montagne se caractérisent généralement par une teneur élevée en matière organique (Baptist 2008) ;
- **L'épisolum humifère.** L'épaisseur et le type d'horizons qui constituent l'épisolum humifère (c'est-à-dire l'ensemble des horizons supérieurs du sol contenant de la matière organique) donne une indication sur l'importance du stock de carbone séquestré dans le sol d'une zone humide. Plus cet horizon est important, plus le stock de carbone est élevé. Il est cependant important de noter que ce paramètre ne permet pas de préciser si, à l'heure actuelle, la zone humide continue de stocker du carbone.
- **La présence d'horizon histique (H) ou tourbeux.** La tourbe est un matériel composé majoritairement de restes organiques qui se sont accumulés en raison d'une décomposition partielle des matières organiques provenant des plantes (notamment sphaignes, autres mousses, cypéracées). Les faibles taux de décomposition et l'importance de l'accumulation sont reliés aux deux premiers facteurs cités précédemment. La présence d'une couche de tourbe est fortement corrélée à la fonction de stockage du carbone, la teneur moyenne étant de 60% de la masse sèche.

Les paramètres pris en compte pour évaluer la séquestration du carbone dans la zone humide sont : l'hydromorphie, l'épaisseur de l'épisolum humifère ou des types d'horizons histiques dans le sol et le couvert végétal. Les conditions thermiques ne sont pas prises en compte dans l'évaluation, car il ne paraît pas possible de les évaluer avec une telle méthode et très peu de marges de manœuvre existent sur ce paramètre dans le cadre d'une action écologique opérée durant la mise en œuvre des mesures de compensation.

1.5.2.3. Fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces

La composition et la structure des communautés végétales et animales d'une zone humide résultent des interactions entre les conditions abiotiques du milieu (par ex. variables climatiques, hydrologiques, géomorphologiques) et les activités anthropiques. En retour, ces communautés affectent les caractéristiques hydrologiques et biogéochimiques de la zone humide, notamment via des rétroactions biotiques, aussi appelées « *feedback* » (Fustec et Lefeuvre 2000). **L'évaluation de la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces consiste à décrire le résultat de ces interactions ; et donc à évaluer le potentiel vraisemblable de la zone humide à fournir un lieu de reproduction, d'alimentation, de gîte... pour les espèces autochtones.**

Vu les impératifs fixés pour concevoir la méthode, cette évaluation repose sur une analyse de la zone humide et de son environnement en appliquant les concepts de l'écologie du paysage et de l'écologie de la conservation. L'écologie du paysage étudie notamment les interactions et les flux d'énergie, de nutriments et d'espèces entre les écosystèmes (voir Noss 1983). Les analyses paysagères sont utiles pour interpréter des processus écologiques très précis, comme ceux associés à un organisme, mais elles sont aussi utiles pour décrire moins précisément les processus (Gustafson 1998). L'écologie de la conservation donne quant à elle des éléments pour identifier les conditions qui sont, en général, les plus favorables au maintien ou à la restauration de la biodiversité (et donc à l'accomplissement du cycle biologique d'un grand nombre d'espèces autochtones).

La fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces dans une zone humide est discutée à partir de l'évaluation de deux sous-fonctions majeures :

- **le support des habitats.** Cette sous-fonction consiste à évaluer si les habitats permettent d'accueillir une grande variété d'espèces autochtones pour y réaliser tout ou partie de leur cycle de biologique.
- **la connexion des habitats.** Il s'agit d'évaluer l'importance relative des connexions entre les unités d'habitat.

1. Sous-fonction de support des habitats

Les propriétés intrinsèques d'une unité d'habitat⁸ dans la zone humide peuvent être décrites comme suit :

- **La diversité.** Elle est mesurable par des indices. La richesse est un des indices les plus simples (nombre d'espèces accomplissant tout ou partie de leur cycle biologique dans l'unité d'habitat). D'autres mesures de diversité prennent en compte l'abondance relative des espèces, en plus de la richesse spécifique. Par exemple, l'équitabilité est une mesure qui intègre l'abondance et le nombre d'espèce d'une communauté. Ainsi à richesse spécifique égale, une ou deux espèces peuvent être très abondante (par ex. nombre d'individus, biomasse) et dominer les autres (par ex. déséquilibre de l'abondance des espèces), ou au contraire toutes les espèces peuvent avoir une abondance relativement proche (équipartition).

⁸ Le terme « unité d'habitat » est utilisé ici à la place du terme « *patch* » utilisé dans la littérature anglophone.

- **La structure physique.** Des paramètres comme la complexité topographique, la profondeur d'un bras mort, la forme et la pente de ses berges, sont autant d'éléments physiques qui peuvent offrir des niches écologiques plus ou moins variées dans une unité d'habitat.
- **L'artificialisation des habitats.** Elle peut se manifester selon un gradient plus ou moins intense de perturbations ; allant d'habitats très peu perturbés (par ex. tourbière sans aucune exploitation par l'homme), à des perturbations moins intenses mais régulières (par ex. fauche, brûlage, pâturage, fait partie du cycle de maintien de l'habitat ouvert) à des habitats artificiels dont le fonctionnement est complètement tributaire de l'activité humaine (par ex. site d'extraction minière en activité à ciel ouvert). Une artificialisation excessive peut se manifester par du surpâturage, l'apport conséquent de pesticides, l'entretien d'une communauté monospécifique ou quasiment monospécifique parfois composée d'espèces allochtones implantées volontairement ou non... La forte artificialisation peut souvent être à l'origine d'un appauvrissement des communautés autochtones, d'une homogénéisation de la composition par la dominance des espèces à large amplitude écologique et d'une plus forte sensibilité à des invasions biologiques. A noter, une artificialisation modérée des habitats peut parfois être favorable à l'accomplissement du cycle biologique de certaines espèces autochtones.
- **La proportion de l'habitat occupée par des espèces associées à des invasions biologiques.** De nombreuses définitions existent pour qualifier des espèces animales ou végétales comme invasives. On qualifie en général une espèce d'invasive quand elle est allochtone et qu'elle est introduite dans un habitat où elle impacte négativement le fonctionnement de l'écosystème (Colautti et Maclsa 2004). Par des effets de compétition, de parasitisme, de modification de la structure des habitats ou de pollution génétique, le processus d'invasion conduit souvent à une chute de la biodiversité et une altération des fonctions des zones humides (Zedler 2004). La notion d'espèce exotique envahissante est souvent utilisée pour faire référence à ces espèces.
- ...

Sur une échelle supérieure à l'unité d'habitat (par ex. zone humide, paysage), il est possible d'appliquer les concepts de l'écologie du paysage pour évaluer l'hétérogénéité spatiale. L'hétérogénéité spatiale peut être définie comme la complexité et la variabilité des propriétés d'un système dans le temps et dans l'espace (Li et Reynolds 1994 dans Gustafson 1998). **Dans un premier temps, l'hétérogénéité spatiale peut être évaluée en décrivant la composition des habitats grâce à des indices de diversité :**

- **La richesse des habitats.** Cela consiste à dénombrer les types d'habitats présents dans une étendue spatiale (Forman et Godron 1981, Wiens *et al.* 1993). Lorsque la richesse des habitats augmente cela traduit l'existence d'une mosaïque de plus en plus variée et donc potentiellement une plus grande variété de conditions disponibles sur cet espace. Si de telles mosaïques d'habitats peuvent en général être favorables à certaines espèces elles peuvent être défavorables à d'autres (voir Noss 1983, 1987).
- **La diversité des habitats.** Elle peut être mesurée avec des indices comme par exemple celui de Shannon et Weaver (1949). Elle révèle par exemple si l'abondance relative des habitats (superficie) est homogène ou non dans une étendue spatiale.

- **L'équitabilité des habitats.** C'est l'équivalence entre la représentation de différents types d'habitats d'une mosaïque ; soit l'inverse de la dominance par un ou plusieurs types d'habitats (Wiens *et al.* 1993). Elle résulte du rapport entre la diversité observée et la diversité théorique maximale. Elle baisse quand la dominance d'une catégorie est importante et que la diversité est faible (Cagniant 1989). Elle est relativement indépendante de la richesse (Barbault 2000).
- ...

Dans un second temps, l'hétérogénéité spatiale peut être évaluée en décrivant la configuration spatiale des habitats. La configuration spatiale des habitats est plus difficile à quantifier que la composition des habitats. Elle se base sur les caractéristiques spatiales de chaque unité d'habitat prise individuellement et ses relations avec des unités d'habitat similaires dans l'espace (Gustafson 1998). Ainsi, peuvent être mesurée :

- **La fragmentation des habitats et les effets lisières associés.** La fragmentation des habitats accroît les lisières dans le paysage. Ces lisières correspondent à des gradients écologiques abruptes, qui modifient, ralentissent, restreignent ou stoppent les flux écologiques et redirigent les flux d'organismes, de matières ou d'énergie entre les unités d'habitat (Puth et Wilson 2001). Ces effets peuvent être favorables notamment pour les espèces qui exploitent des mosaïques d'habitats incluant les écotones (Noss 1987), mais pour d'autres, en particulier celles dont la réalisation du cycle biologique est directement tributaire des caractéristiques intrinsèques d'un habitat (par ex. espèces spécialistes), cet effet peut être négatif (voir Fahrig 2003), par exemple si la superficie de cette unité d'habitat devient trop faible.
- **La superficie des unités d'habitat.** Il s'agit de mesurer la fréquence de distribution des superficies des unités d'habitat pour un type d'habitat donné (par ex. en abscisses les classes de superficie des unités d'habitat et en ordonnées leur fréquence) (Forman et Godron 1981, Wiens *et al.* 1993).
- **La forme des unités d'habitat.** Cette mesure se base sur la relation entre la superficie d'une unité d'habitat et son périmètre (Forman et Godron 1981, Wiens *et al.* 1993) et permet de décrire la forme des unités d'habitat. Par exemple, cela permet d'évaluer si une unité d'habitat est de forme plutôt compacte ou au contraire plutôt allongée, ce qui accroît le périmètre de l'unité d'habitat en contact avec les habitats adjacents.
- **L'orientation d'une unité d'habitat.** Il s'agit de mesurer sa position par rapport à la direction d'un processus d'intérêt (par ex. écoulement, ensoleillement) (Wiens *et al.* 1993).
- ...

Les organismes vivants réagissent différemment à l'hétérogénéité spatiale. Les deux extrêmes sont d'une part les espèces qui utilisent indifféremment l'espace et d'autre part les espèces très sélectives qui n'utilisent qu'un seul type d'habitat, de taille suffisante. Il n'est donc possible de définir les effets de l'hétérogénéité qu'au regard des exigences écologiques d'organismes précis (Barbault 2000). Cependant, des conditions hétérogènes et « naturelles » favorisent dans la plupart des cas (à l'exception de la fragmentation par exemple) l'accomplissement du cycle biologique d'un

plus grand nombre d'espèces. Elles offrent des conditions écologiques variées susceptibles de correspondre aux besoins d'un plus grand nombre d'espèces.

Les paramètres pris en compte dans le paysage de la zone humide pour évaluer la sous-fonction de support des habitats sont : la richesse des habitats et l'équitabilité relative des habitats.

Dans la zone humide, les paramètres sélectionnés pour évaluer la sous-fonction de support des habitats à l'intérieur de la zone humide sont : la richesse des habitats, l'équitabilité relative des habitats, la fragmentation des habitats (densité de lisières), l'artificialisation des habitats et la part relative de la zone humide occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative. Dans le cadre de la méthode, l'effet de ces paramètres est discuté au regard des conditions qui sont en général les plus favorables à un grand nombre de communautés ou d'espèces autochtones. Parmi ces paramètres, la fragmentation est le seul paramètre qui accroît l'hétérogénéité des habitats quand elle augmente, mais dont les effets, quand elle est forte, sont en général considérés comme défavorables à la sous-fonction de support des habitats pour la plupart des espèces autochtones dans cette méthode. Les effets des paramètres mesurés lors de l'évaluation sur une communauté ou une espèce d'intérêt peuvent par ailleurs être discutés en tenant compte des connaissances disponibles sur l'écologie de ces communautés ou espèces.

2. Sous-fonction de connexion des habitats

Dans le paysage, l'agencement spatial des unités d'habitat influence le déplacement des espèces. Par exemple, un grand nombre d'espèces qui accomplissent une partie de leur cycle biologique dans une zone humide, comme les oiseaux et les amphibiens, utilisent également les habitats alentours pour se nourrir, y séjourner ou se reproduire. Les amphibiens sont d'ailleurs un groupement typiquement inféodé aux zones humides. Ils constituent des bons exemples d'une utilisation séparée dans le temps et l'espace de la zone humide et de son environnement. La capacité du paysage autour de la zone humide à permettre les déplacements des espèces peut s'évaluer par la connectivité. Le terme « connectivité » est employé dans différents champs disciplinaires, principalement en écologie du paysage et dans l'étude du fonctionnement des métapopulations. Cependant, même à l'intérieur d'un champ disciplinaire la définition de ce terme reste vague (voir Kindlmann et Burel 2008). **Par exemple, Tischendorf et Fahrig (2000a) définissent la connectivité comme l'ampleur avec laquelle un paysage facilite ou limite le mouvement des organismes entre unités d'habitat.** Evoquer la connectivité reviendrait donc à discuter des effets combinés de la structure du paysage d'une part et de l'utilisation des habitats, de la capacité de dispersion, du risque de mortalité dans les éléments d'un paysage et du taux de déplacement d'une espèce entre les unités d'habitat du paysage d'autre part (Tischendorf et Fahrig 2000a). Il est donc impératif de préciser quels sont les processus pris en compte et à quelle échelle lorsqu'on évoque la connectivité.

Il existerait selon Tischendorf et Fahrig (2000a), Kindlmann et Burel (2008) deux principaux types de définitions pour la connectivité qui portent respectivement sur (1) la connectivité structurelle et (2) la connectivité fonctionnelle. Concernant la connectivité structurelle, la connectivité du paysage est analysée entièrement à partir de la structure du paysage (contiguïté,

proximité des habitats) sans relation directe avec le comportement ou les exigences écologiques d'organismes particuliers. La connectivité fonctionnelle s'intéresse quant à elle principalement aux réponses comportementales des organismes ou à la réponse génétique (est-ce que deux populations ont des échanges de gènes via la reproduction ?) à des éléments du paysage (unité d'habitat et limite des unités d'habitat) et à la configuration spatiale d'un paysage. Il s'agit de tenir compte explicitement de la réponse d'un organisme à des éléments variés du paysage. La description relativement facile de la connectivité structurelle peut conduire à des conclusions erronées, notamment en considérant que la connectivité est une propriété générale du paysage alors qu'un même paysage présente différentes connectivités selon les organismes considérés (Tischendorf et Fahrig 2000a). **Dans le cadre de la méthode, la sous-fonction de connectivité est évaluée en analysant la structure du paysage sans tenir compte des exigences écologiques d'organismes particuliers. C'est donc la connectivité structurelle qui est évaluée.**

Pour mesurer la connectivité structurelle, Kindlmann et Burel (2008) passent en revue les principales mesures possibles, elles sont basées sur :

- **La présence, l'absence ou la configuration des corridors.** Les corridors sont des bandes d'habitat étroites et continues à l'origine d'une connectivité structurelle entre des unités d'habitat non contiguës (Kindlmann et Burel 2008). Wiens *et al.* (1993) évoquent d'ailleurs le degré de jonction entre des unités d'habitat par des corridors pour définir la connectivité. Une multitude de fonctions sont associées aux corridors (voir Hess et Fischer 2001) dont trois ont des effets majeurs sur la connectivité des habitats dans le paysage. En effet, un corridor peut avoir notamment des fonctions de conduit (organismes transitent dans le corridor, mais n'y résident pas), de barrière (organismes ne peuvent pas traverser le corridor) et/ou de filtre (certains organismes peuvent traverser le corridor mais d'autres pas). Dans le cas où les corridors représentent des conduits, ils promeuvent la connectivité entre les unités d'habitat dans la matrice. Dans le cas où les corridors représentent des barrières ou des filtres, ils constituent des obstacles au déplacement des espèces. Pour un même corridor, ces fonctions peuvent notamment varier selon les exigences biologiques des espèces considérées à un instant t (Tischendorf et Fahrig 2000a).
- **Les distances entre unités d'habitat.** La connectivité structurelle est souvent mesurée en utilisant la distance la plus courte entre une unité d'habitat et l'unité d'habitat similaire la plus proche (Kindlmann et Burel 2008). La distance bord à bord entre le périmètre d'une unité d'habitat et le périmètre de celle la plus proche (Bender *et al.* 2003) est la mesure la plus commune de l'isolement d'une unité d'habitat. Le plus souvent, les unités d'habitat les moins isolées sont celles dont la distance avec une unité d'habitat similaire est la plus faible (Fahrig 2003). Des formules plus ou moins complexes existent pour intégrer cette distance et les caractéristiques (« coefficients de friction ») de la matrice paysagère dans la mesure de la connectivité (voir Kindlmann et Burel 2008). Le patron de distribution des unités d'habitat dans le paysage (Wiens *et al.* 1993) peut aussi révéler la distance entre unités d'habitat : distribution aléatoire (distance très variable entre les unités d'habitat), régulière (distance peu variable entre les unités d'habitat) ou agrégée (faible distance entre les unités d'habitats).
- **Mesure basée sur la part d'habitat disponible dans le paysage autour d'une unité d'habitat.** Une mesure courante de l'isolement d'une unité d'habitat est l'inverse de la

part d'habitat disponible à une certaine distance de l'unité d'habitat en question (Fahrig 2003). Par exemple, une unité d'habitat forestière dans un paysage constitué à 90% de forêt est moins isolée qu'une unité d'habitat forestière dans un paysage constitué à 10% de forêt.

Les paramètres pris en compte dans le paysage de la zone humide pour évaluer la sous-fonction de connexion des habitats sont essentiellement les corridors.

Dans la zone humide, les paramètres sélectionnés pour évaluer la sous-fonction de connexion des habitats sont la distance la plus proche entre les unités d'habitat dans la zone humide et des unités d'habitat similaires dans le paysage, la similarité des habitats de la zone humide avec ceux qui composent le paysage. La connectivité est évaluée dans cette méthode d'après la structure du paysage (connectivité structurelle). L'effet de la connectivité est discuté au regard des conditions en général les plus vraisemblablement favorables à une gamme importante de communautés ou d'espèces autochtones. Les effets des paramètres mesurés lors de l'évaluation sur une communauté ou sur une espèce d'intérêt peuvent en effet être discutés en tenant compte des connaissances disponibles sur l'écologie de ces communautés ou espèces.

1.5.3. Remarques sur quelques sous-fonctions non évaluées

Quelques sous-fonctions ne sont pas évaluées avec cette version de la méthode en dépit de leur importance :

- **Soutien d'étiage des cours d'eau par les zones humides.** C'est la capacité d'une zone humide à restituer les eaux souterraines retenues dans le sous-sol vers le lit mineur du cours d'eau en période de basses eaux. Des difficultés ont été rencontrées pour identifier des paramètres qui documenteraient la réalisation de cette sous-fonction vu les impératifs pour concevoir la méthode (voir section 1.6). Barnaud et Fustec (2007) mentionnent que la capacité de soutien à l'étiage des zones humides est le plus souvent positivement corrélée à la recharge des nappes mais que l'évaluation de ces fonctions est très délicate vu la diversité des systèmes de stockage associés. Cette sous-fonction n'est donc pas évaluée dans cette version de la méthode.
- **Rétention des matières en suspension (MES) par les zones humides.** La bibliographie concernant la rétention des MES semble rare sur les zones humides au sens où les zones humides sont définies dans cette méthode (c'est-à-dire la réglementation française). Le peu de bibliographie connue semblerait indiquer que cette sous-fonction soit très souvent corrélée aux sous-fonctions de ralentissement des ruissellements et de rétention des sédiments. Elle n'est donc pas évaluée dans cette version de la méthode.
- **Rétention et transformation des phytosanitaires par les zones humides.** La diversité de ces composés est telle que leur prise en compte nécessiterait un travail préalable pour identifier les composés pertinents à évaluer, en tenant compte notamment des connaissances scientifiques au sujet de leur évolution dans l'environnement. Une sous-fonction associée aux phytosanitaires n'est donc pas évaluée avec cette version de la méthode.

D'autres sous-fonctions auraient pu être incluses dans la méthode (par ex. production primaire) mais elles n'ont pas été considérées comme prioritaires pour cette première version de la méthode.

I.6. Impératifs opérationnels pour la conception de la méthode

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître les impératifs opérationnels qui ont été pris en compte pour élaborer la méthode (voir Introduction générale, section 7. Une méthode conçue pour être opérationnelle et section 8. Résultats obtenus après l'après l'application de la méthode).

II. Démarche adoptée pour concevoir la méthode

II.1. Une conception multi partenariale

Le contexte dans lequel la méthode a été conçue est formalisé dans la convention Onema-MNHN 2013-2015 action n°14 (Annexe II) auquel le bureau d'études Biotope est associé comme partenaire. Durant sa mise en œuvre, Irstea, qui travaillait avec l'Université Grenoble Alpes et l'Université de Tours (département d'Aménagement et d'Environnement, DAE, Polytech Tours) sur un projet aux objectifs similaires et financé par le Conseil Départemental de l'Isère (projet ZH 38), se sont associés comme partenaires scientifiques. En 2014 et en 2015, les Directions InterRégionales de l'Onema de Compiègne, Metz, Rennes et Toulouse ont accueilli des étudiantes pour participer à la conception de la méthode en la testant sur le terrain. En 2015, l'Université de Tours (DAE) et le Forum des Marais Atlantiques se sont également joints à ce projet comme partenaires techniques pour tester la méthode et identifier les corrections à apporter avant la publication de la version finale. En 2015, le Cerema, qui portait un projet de méthode dont les objectifs étaient proches de celui du MNHN s'est également associé pour tester la méthode.

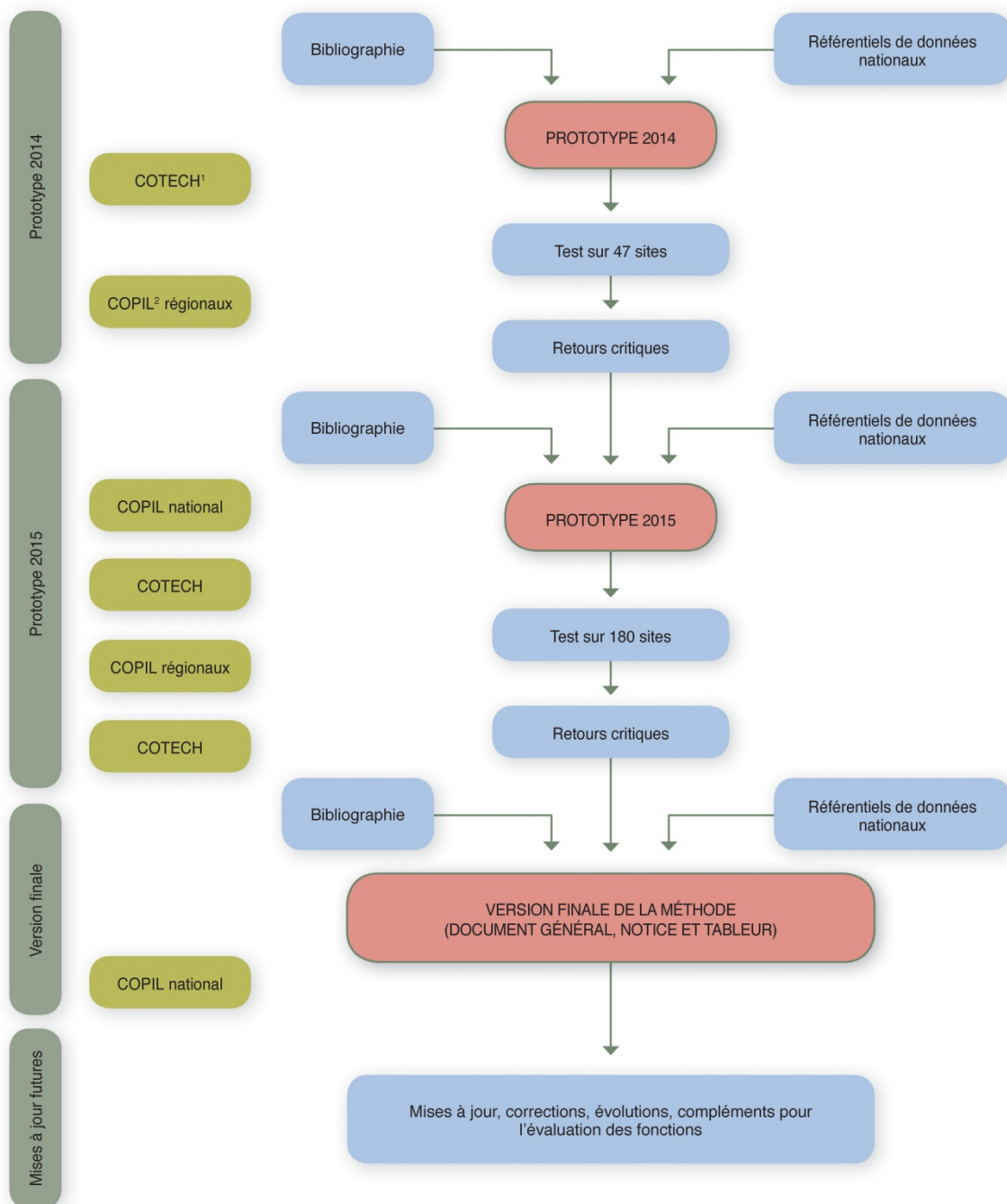
Deux points forts dans la conception de cette méthode sont à relever. Premièrement, la conception de cette méthode réside dans la mutualisation des moyens de partenaires variés, avec des initiatives au départ parallèles, qui ont finalement convergé pour élaborer une seule méthode. En effet, alors que trois initiatives avaient lieu simultanément pour construire une méthode d'évaluation des fonctions des zones humides, elles ont finalement convergé pour proposer une seule méthode à l'échelle nationale. **Le deuxième point fort réside dans la collaboration entre des scientifiques et des acteurs techniques qui garantit l'adéquation de la méthode avec les besoins du terrain.**

II.2. Séquences de conception de la méthode

La conception de la méthode a reposé sur trois séquences successives : (1) conception et test d'un premier prototype en 2014, (2) conception et test d'un second prototype en 2015 (suite aux observations effectuées en 2014, à de nouvelles recherches bibliographiques et à l'apport de nouveaux contributeurs) et finalement (3) la version finale. Entre chaque séquence, la bibliographie, l'inventaire des données mobilisables, les tests sur le terrain suivis de l'analyse et de la prise en compte des retours critiques qui en sont issus ont permis de tendre progressivement

vers la version finale de la méthode. La bibliographie a consisté à faire des recherches dans la littérature scientifique d'éléments sur les fonctions, les paramètres pertinents à inclure et les relations entre les fonctions et ces paramètres. L'inventaire des données mobilisables a consisté à rechercher des informations disponibles à l'échelle nationale qui peuvent participer à l'application de la méthode. Enfin, durant les tests, les auteurs et les partenaires ont confronté la méthode aux réalités du terrain, pour identifier les corrections nécessaires.

Durant ce projet, des opérations d'information et d'échanges avec les organismes intéressés ont eu lieu lors de comités de pilotage à l'échelle nationale et régionale ainsi que des comités techniques entre les partenaires impliqués dans le projet. La démarche adoptée correspond bien aux préconisations émises par Sutula *et al.* (2006) pour concevoir une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides. Elle s'inspire également de la démarche de Smith *et al.* (2013) qui a trait au développement de l'approche hydrogéomorphologique. Des mises à jour de cette méthode sont envisagées dans le futur (Figure ci-après).



¹ Comité technique, soit les réunions avec l'ensemble des partenaires du projet. Seules les principales réunions sont indiquées.

² Comité de pilotage, soit les réunions de communication et d'échange avec les organismes intéressés (par ex. direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement, agence de l'eau, syndicat de rivière, conservatoire des espaces naturels).

Figure 5 : Principales séquences associées à la conception de la méthode (issue de Gayet *et al.* 2016).

II.3. Description des sites tests des prototypes de méthode et contributions à sa conception

La prise en compte des retours critiques émis par les partenaires qui ont procédé aux tests des prototypes sur le terrain a permis d'aboutir à la version finale de la méthode. L'analyse des tests

et les résultats qui en sont issus sont indiqués tout au long de ce document lorsque ces informations sont nécessaires.

II.3.1. Organismes et personnes impliqués durant les phases de test

Le prototype 2014 de la méthode a été testé en 2014 sur 47 sites par l'Onema dans les Délégations Inter Régionales de Rennes (23 sites) et de Metz (22 sites) (Longa 2014, Simon 2014). Le prototype 2015 a été testé sur 180 sites par des équipes de Biotope (2 sites), du Cerema (13 sites), du FMA (3 sites), d'Irstea (57 sites) (Buehloff 2015, Buelhoff et Jaymond 2015, Jaymond 2015), du MNHN (17 sites), de l'Onema dans les Délégations InterRégionales de Compiègne (38 sites), Metz (25 sites), Toulouse (21 sites) (Durantez-Jimenez 2015, Giraud 2015, Juhel 2015) et Rennes (2 sites) et de Polytech Tours/Université François Rabelais de Tours (2 sites).

Le prototype de méthode 2015 a été appliqué dans son intégralité par 22 personnes dont 9 étudiants de Master 2 ayant effectué des stages dans les Directions InterRégionales de l'Onema, à l'Irstea ou encore à l'université François Rabelais de Tours. Les stagiaires à l'Onema ont testé la méthode sur le terrain en étroite collaboration avec les agents des services départementaux de l'Onema. Ainsi, la méthode a été partiellement appliquée (visite de terrain uniquement) par 50 personnes (par ex. agents des services départementaux de l'Onema, personnels des DDT, Dreal, conseils généraux, syndicats de rivières) en plus des 22 précitées. **Les 22 observateurs ont évalué 9 sites en moyenne. Sept personnes ont testé la méthode sur un nombre de sites important ($n > 5$) et peuvent être considérés comme des observateurs « expérimentés ». Quinze observateurs ont testé la méthode sur moins de 5 sites et peuvent être considérés comme des observateurs « moins expérimentés ».** Il est particulièrement intéressant d'avoir pu bénéficier d'observateurs qui ont eu une prise en main importante de la méthode, qui ont donc eu l'opportunité de bien en cerner les limites ; et d'autres observateurs qui l'ont testé sur quelques sites pour recueillir leurs critiques. En effet, les retours critiques des observateurs moins expérimentés sont intéressants puisque leurs retours sont vraisemblablement plus représentatifs de la pratique future des destinataires de la méthode. En effet, les futurs destinataires de la méthode ne traitent que quelques dossiers polices de l'eau par an dans la plupart des cas et l'utilisation par les observateurs moins expérimentés est probablement plus représentative de leur pratique.

Tous les résultats des sites où la méthode a été testée ont été examinés par le MNHN pour veiller à la bonne application du protocole. Des corrections ont pu être demandées aux observateurs. **Parmi les 180 sites sur lesquels le prototype 2015 a été appliqué, 163 sites ont été conservés pour l'analyse de données.** Certains sites n'ont en effet pas pu être conservés en raison de données manquantes ou du non-respect des instructions lors de l'application de la méthode. Il est fait référence aux résultats de cette analyse dans la présentation du diagnostic du contexte du site (section IV), du diagnostic fonctionnel du site (étalonnage des indicateurs notamment, section V.1) et de la discussion sur le respect des impératifs opérationnels posés pour la conception de la méthode (section IX).

L'une des principales critiques que l'on peut opposer à ces tests est qu'ils n'ont pas été faits dans leur ensemble sur des cas de compensation dans leur intégralité. En effet, vu les trois années imparties pour la conception de la méthode, l'application de la méthode sur un cas réel de compensation n'a pas pu être réalisée (c'est-à-dire l'évaluation d'un site impacté avant et après impact, d'un site de compensation avant et après action écologique). La méthode a été mise en

œuvre sur différents sites à un instant t uniquement. Avec un calendrier plus étendu, il aurait été possible de réaliser ces tests sur des cas de compensation dans leur ensemble. Cependant, même en étendant ce calendrier, il est peu vraisemblable que ce calendrier eut permis de tester la méthode sur un pas de temps pertinent qui eut été valable dans la plupart des cas. En effet, si le résultat de certaines actions écologiques peut être relativement rapide à observer ; pour d'autres il ne s'apprécie que sur le long terme, notamment pour vérifier la résistance et la résilience de certains systèmes restaurés.

II.3.2. Sélection des sites sur lesquels les tests ont portés

Les partenaires ont fait une sélection des sites tests sur propositions des personnels qui ont testé la méthode ou sur la base des inventaires de zones humides disponibles localement. Les inventaires utilisés sont issus de différents organismes (par ex. Agences de l'eau, CEN, DDT, DREAL, Onema, SAGE) et collectés selon des méthodes variables (par ex. télédétection, photo-interprétation, détermination des habitats sur le terrain, sondages pédologiques).

Les sites où la méthode a été testée ont été sélectionnés sur la base :

- **D'une forte représentation des sites d'une superficie inférieure à 5 ha.** En effet, il s'agit de la gamme de superficie de sites couramment traités dans les projets « classique » police de l'eau⁹ (voir Buelhoff et Jaymond 2015, Buelhoff 2015, Jaymond 2015, Juhel 2015, Giraud 2015) ;
- **De la représentation de zones humides variées en terme de contexte géomorphologique, de fonctionnement hydrologique, d'habitats et d'occupation du sol dans leur environnement** (Durántez Jiménez 2015 ; Giraud 2015 ; Longa 2014 ; Simon 2014) ;
- **De la représentation d'un gradient de zones humides de « très naturelles » à « fortement dégradées »** (Buelhoff et Jaymond 2015, Buelhoff 2015, Jaymond 2015, Giraud 2015 ; Simon 2014) ;
- **De la présence d'études disponibles** (par ex. site du programme RhoMéO de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse) (Buelhoff et Jaymond 2015, Buelhoff 2015, Jaymond 2015).

II.3.3. Répartition des sites tests à l'échelle nationale

La répartition géographique des sites est présentée dans la Figure ci-après. Les prototypes de méthode ont été testés sur au moins un site dans 17 régions. Les régions Rhône-Alpes (75 sites), Midi-Pyrénées (18 sites) et Lorraine (16 sites) sont celles où les sites testés en 2015 sont les plus nombreux. Certaines régions (par ex. Provence-Alpes-Côte d'Azur, Languedoc-Roussillon, Centre, Auvergne, Bourgogne) ont été peu ou pas échantillonnées. Les régions Auvergne, Bourgogne, Corse,

⁹ Bien qu'il n'y ait pas de base de données ou de recensement national des dossiers instruits dans le cadre de réalisations d'installations, ouvrages, travaux ou activités (IOTA), qui peuvent avoir un effet sur la ressource en eau ou les écosystèmes aquatiques, (nomenclature « eau et milieux aquatiques » - Art. R. 214-1 du code de l'environnement), la plupart des projets faisant l'objet de procédure environnementale d'instruction « Loi sur l'eau », au titre de la nomenclature 3310 sur l'assèchement, le remblai ou la mise en eau en marais et zone humide, sont sur des sites d'une superficie inférieure à 5 ha. Cependant selon les territoires, les projets « classiques » police de l'eau peuvent porter sur des superficies bien supérieures, pouvant atteindre jusqu'à 50 ha (information du Ministère de l'écologie en date du 28/09/2015).

Limousin et Poitou-Charentes ne sont pas représentées. La comparaison de la répartition des sites tests sur le territoire avec la distribution des 152 zones humides suivies par l'Observatoire National des zones humides met en évidence que certaines grandes régions humides (par ex. Sologne, Brenne, vallée alluviale de la Loire) ont été peu ou pas échantillonnées.

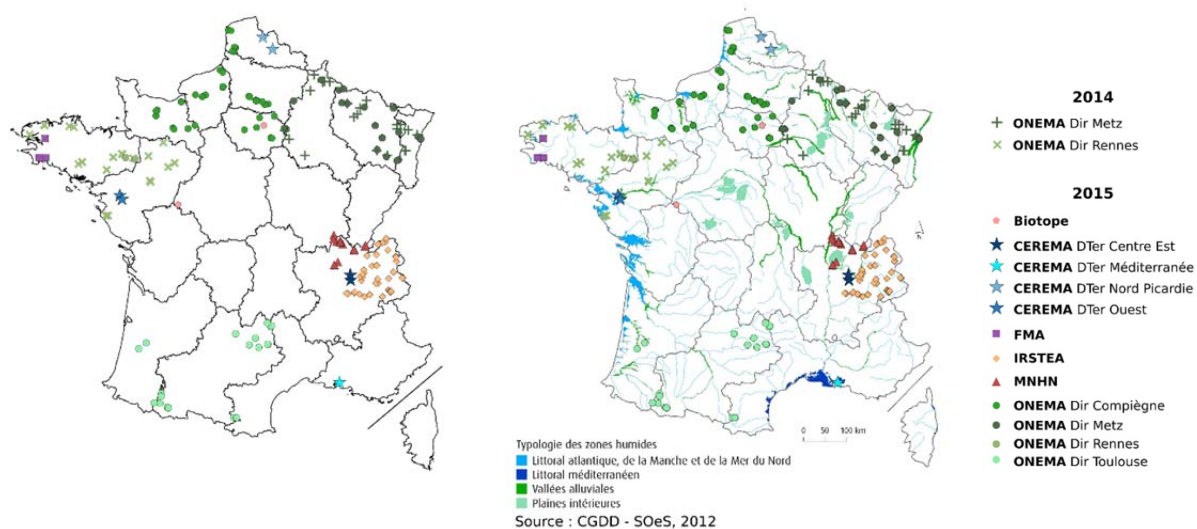


Figure 6 : Répartition des sites tests des prototypes de méthode de 2014 et de 2015.
Source de la carte des zones humides : CGDD – SoeS 2012.

II.3.4. Caractéristiques des sites tests de 2015

Les sites tests de 2015 (n = 163) sont par ordre décroissant sur des secteurs alimentés par des émissions d'eaux souterraines en surface (37% des sites), sur des plateaux (25% des sites), en bordure de cours d'eau (20% des sites), dans des dépressions topographiques (6% des sites) et en bordure de plans d'eau (4% des sites) (voir la correspondance avec la classification de Brinson 1993a, b dans la section IV.3.1). Le nombre important de zones humides dans des secteurs généralement en pente et alimentées par des émissions d'eaux souterraines en surface dans les sites tests peut être lié à un échantillonnage important en région Rhône-Alpes, Midi-Pyrénées et Lorraine où sont présents des massifs montagneux et où ces zones humides sont vraisemblablement relativement abondantes (Annexe III).

La superficie moyenne des sites tests (n = 163) est de 5,41 ha (minimum de 0,41 ha et maximum de 80,7 ha). La majorité des sites (65%) a une superficie inférieure à 5 ha et 33% ont une superficie comprise entre 5 et 20 ha. Seuls 2% des sites ont une superficie supérieure à 20 ha (Annexe III). La superficie cumulée des 163 sites tests conservés pour l'analyse de données est de 882 ha. Il n'y a pas de différence significative de superficie entre les sites ayant une géomorphologie ou un fonctionnement hydrologique différent. Les sites tests sont dominés par les milieux tourbeux (tourbières de vallées et bas-marais acides notamment) pour 30% des sites ; par les milieux prairiaux (prairies humides notamment) pour 27% des sites et par les milieux boisés (forêts de feuillus caducifoliés notamment) pour 26% des sites. Quelques sites sont dominés par des landes et fourrés (8%) ou des milieux cultivés (7%). Certains sites se distinguent par une absence de végétation (2%) (Annexe IV, V et VI).

L'environnement immédiat autour des sites (défini plus loin comme le paysage) est dominé par les habitats boisés pour 38% des sites. Il est dominé par les habitats cultivés et présentant des fortes densités d'infrastructures de transport et de haies pour 35,6% des sites. La plupart des zones humides localisées en bordure de cours d'eau ont ce type d'environnement immédiat. Enfin, 26,4% des sites ont des environnements dominés par les prairies, les habitats sans végétation, les landes ou les fourrés (Annexe VII). Ces sites sont majoritairement localisés sur des secteurs où ils sont alimentés en surface par les eaux souterraines.

Les sites sont alimentés en eau par des écoulements souterrains et des ruissellements en surface sur des étendues (définies plus loin comme les zones contributives) dont la superficie est extrêmement variable. Les sites en bordure de cours d'eau sont alimentés par des aires qui peuvent s'étendre sur plusieurs centaines de milliers d'hectares (valeur médiane pour les sites tests de 2015 = 145,5 ha) (Annexe IV et VIII). Ces aires sont occupées par une forte proportion de zones bâties et une densité importante d'infrastructures de transport pour 20,9% des sites ; elles sont dominées par des milieux cultivés pour 22% des sites et dominées par des milieux prairiaux pour 6,7% des sites. Les 50,3% restant présentent une proportion relativement faible de milieux cultivés et une faible densité d'infrastructures de transport.

III. Zones prises en compte pour l'évaluation des fonctions

Le site est l'objet central de l'évaluation des fonctions mais son(s) écosystème(s) fonctionne(nt) en interdépendance avec son environnement. Il est donc nécessaire de prendre en compte l'environnement dans lequel le site s'inscrit puisque cela influence les fonctions réalisées. **Pour l'évaluation des fonctions des zones humides, cinq zones sont distinguées : (1) le site, (2) sa zone contributive, (3) sa zone tampon, (4) son paysage et s'il est dans un système hydrogéomorphologique alluvial, (5) le cours d'eau auquel il est associé (Figure ci-après, voir les définitions dans les sections suivantes). L'environnement du site est donc constitué par sa zone contributive, sa zone tampon, son paysage et éventuellement le cours d'eau auquel il est associé.**

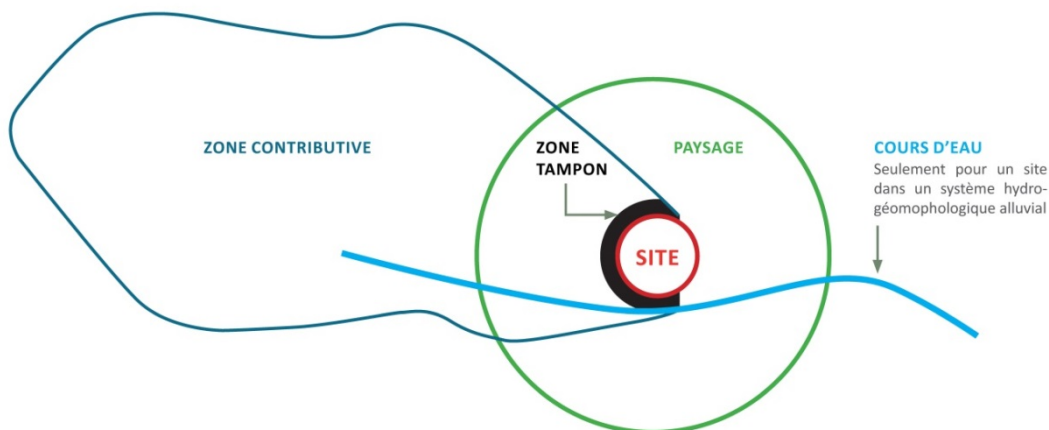


Figure 7 : Les zones prises en compte pour évaluer les fonctions des zones humides (issue de Gayet *et al.* 2016).

III.1. Le site

La méthode permet d'évaluer les fonctions des zones humides sur une unité spatiale continue appelée « site ». Les contours du site sont fixés de manière arbitraire par l'observateur mais en veillant (1) à ce que le site soit intégralement en zone humide¹⁰ au sens de l'Art. L.211-1 du code de l'environnement, précisé par l'arrêté interministériel du 24 juin 2008 modifié et (2) à ce qu'il n'appartienne qu'à un seul système hydrogéomorphologique (section IV.3.1 pour la présentation des systèmes hydrogéomorphologiques). Le site peut être tout ou partie (par ex. une parcelle, un habitat) d'un système humide (Figure ci-après).

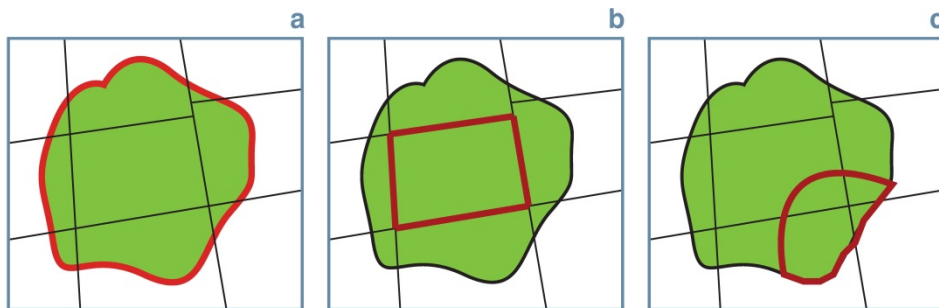


Figure 8 : Trois exemples fictifs de sites (a, b, c). Le polygone vert indique un système humide, les traits noirs indiquent une délimitation administrative quelconque (par ex. un parcellaire) et le polygone au contour rouge sans trame de fond indique des sites dont les contours sont fixés arbitrairement par l'observateur (issue de Gayet *et al.* 2016).

Dans le cadre de la mise en œuvre des mesures compensatoires en zones humides, la méthode peut être appliquée sur deux sites distincts : le site impacté et le site de compensation. Les deux sites sont en zones humides selon l'arrêté interministériel du 24 juin 2008 modifié en octobre 2009 et en application des articles L. 214-7-1 et R. 211-108 du Code de l'environnement.

¹⁰ Des espaces non humides peuvent être représentés dans le site (par ex. un chemin, une route, une maison) tant que la superficie de ces espaces non humides est inférieure à la surface minimale cartographiable choisie pour décrire les habitats dans le site durant l'évaluation.

Le site qui fait l'objet d'un projet IOTA et pour lequel les fonctions risquent d'être altérées voire détruites est appelé « site impacté » (Figure ci-après). Il faut distinguer :

- « **le site avant impact** », qui correspond à l'état observé du site avant la mise en œuvre du projet d'installations, d'ouvrages, de travaux et/ou d'activités ;
- « **le site avec impact envisagé** », qui correspond à l'état du site simulé par l'observateur (représentation fictive) après la mise en œuvre du projet d'installations, d'ouvrages, de travaux et/ou d'activités envisagé. Cette représentation fictive permet de simuler l'incidence de l'aménagement sur une ou plusieurs caractéristiques relevées dans le site, prises indépendamment les unes des autres, sur l'intensité des fonctions. Cependant, elle ne permet pas de prendre en compte les effets en cascade de l'aménagement sur toutes les caractéristiques du site.
- « **le site après impact** », qui correspond à l'état observé du site après la mise en œuvre du projet d'installations, d'ouvrages, de travaux et/ou d'activités, et après la mise en œuvre des mesures d'évitement et de réduction.

Le site susceptible de faire l'objet d'actions écologiques au titre de mesures de compensation (pour compenser les fonctions perdues sur le site impacté) est appelé « site de compensation » (Figure ci-après). Il faut distinguer :

- « **le site de compensation avant action écologique** », qui correspond à l'état observé du site avant la mise en œuvre des actions écologiques dans le cadre de la mise en œuvre des mesures compensatoires ;
- « **le site de compensation avec action écologique envisagée** », qui correspond à l'état du site simulé par l'observateur (représentation fictive) après la mise en œuvre des actions écologiques envisagées. Cette représentation fictive permet de simuler l'effet de l'action écologique sur une ou plusieurs caractéristiques relevées dans le site, prises indépendamment les unes des autres, sur l'intensité des fonctions. Cependant, elle ne permet pas de prendre en compte les effets en cascade de l'action écologique sur toutes les caractéristiques du site.
- « **le site de compensation après action écologique** », qui correspond à l'état observé du site après la mise en œuvre des actions écologiques.

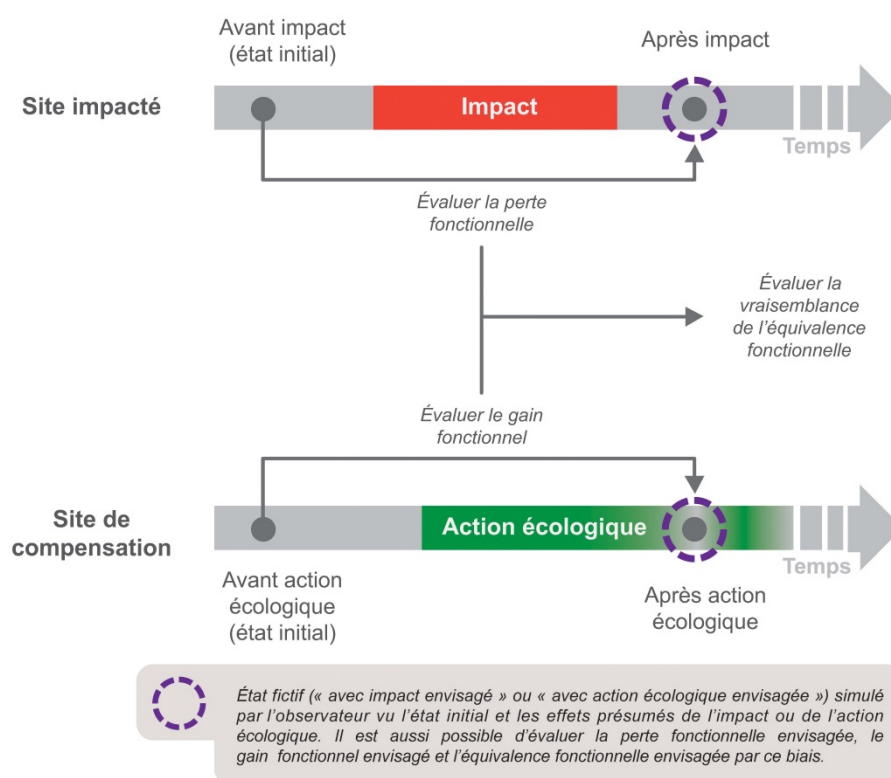


Figure 9 : Mobilisation de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides tout au long de la séquence « éviter, réduire, compenser » sur le site impacté et sur le site de compensation (issue de Gayet *et al.* 2016).

Dans le cas où plusieurs sites de compensation sont proposés pour compenser les impacts négatifs résiduels significatifs survenus sur une seule zone humide : il est nécessaire de vérifier le bon respect des principes de la compensation écologique sur chaque site de compensation (principes d'équivalence, de proximité géographique, d'efficacité et d'additionnalité écologique avec cette méthode, voir Annexe IX). A cette fin, il est possible de découper la zone humide impactée en autant de sites impactés qu'il y a de sites de compensation, puis de coupler chaque site impacté à un site de compensation et de les comparer. Dans l'étude d'impact ou le dossier « loi sur l'eau » :

- les sites impactés découpés dans la zone humide impactée doivent être cartographiés ;
- et les couples « site impacté/site de compensation » doivent être identifiés.

Dans le cas où l'impact sur le site impacté est considéré par l'observateur comme réversible à court ou moyen terme sur la totalité du site (par ex. enfouissement d'un gazoduc), le périmètre du site impacté avant impact et celui du site impacté après impact sont les mêmes (Figure ci-après). Le site après impact est donc toujours en zone humide au sens de l'art. L.211-1 du code de l'environnement (précisé par l'arrêté interministériel du 24 juin 2008 modifié). **La perte fonctionnelle est évaluée en comparant les fonctions sur le site avant impact et avec impact envisagée ou après impact. Dans ce cas, le périmètre du site en zone humide n'a pas évolué après l'impact.**

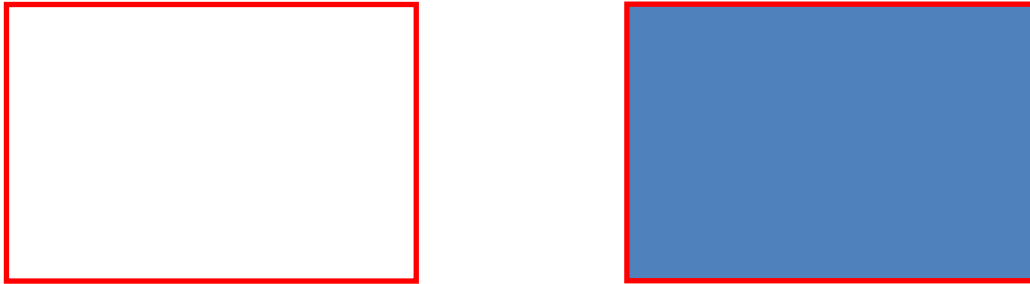


Figure 10 : Représentation d'un site impacté avant impact (polygone au contour rouge sans trame de fond) et de ce même site impacté après impact (polygone au contour rouge avec une trame de fond bleue) où l'impact est considéré par l'observateur comme réversible sur le court ou le moyen terme dans la totalité du site.

Dans le cas où l'impact sur tout le site est considéré par l'observateur comme irréversible à court ou moyen terme (par ex. aménagement d'une zone commerciale sur une zone humide), le site impacté après impact n'est plus considéré en zone humide au sens de l'art. L.211-1 du code de l'environnement (précisé par l'arrêté interministériel du 24 juin 2008 modifié) et les fonctions du site impacté sont considérées comme ayant été perdues dans leur intégralité. **La perte fonctionnelle est évaluée sur la base des fonctions réalisées par le site avant impact.**

Dans le cas où l'impact sur le site est réversible à court ou moyen terme sur une partie du site, mais irréversible sur une autre partie du site (cela peut être le cas pour l'aménagement d'une infrastructure de transport dont l'impact est considéré comme irréversible sous l'emprise de l'infrastructure, mais partiellement réversible au droit de l'emprise des travaux), alors la superficie du site après impact est inférieure à celle du site avant impact (Figure ci-après). Le site après impact est toujours partiellement en zone humide au sens de l'art. L.211-1 du code de l'environnement (précisé par l'arrêté interministériel du 24 juin 2008 modifié). **La perte fonctionnelle est dans ce cas évaluée en comparant les fonctions sur le site avant impact et avec impact envisagé ou après impact. Dans ce cas, le périmètre du site en zone humide a évolué après l'impact.**

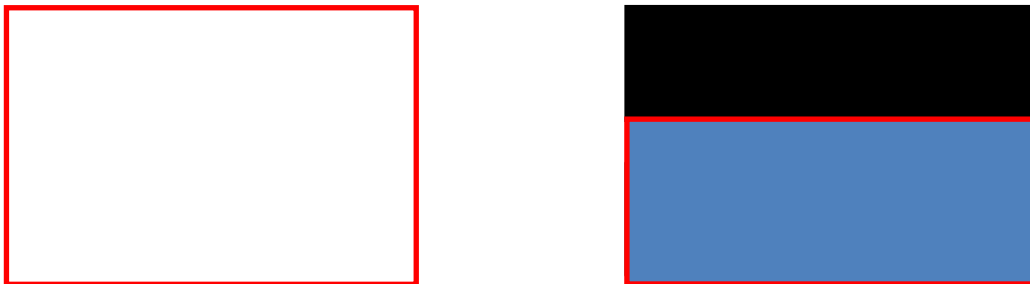


Figure 11 : Représentation d'un site impacté avant impact (polygone au contour rouge sans trame de fond) et de ce même site impacté après impact (polygone au contour rouge avec une trame de fond bleue) où l'impact est considéré par l'observateur comme réversible sur le court ou le moyen terme. Le secteur du site impacté avant impact où l'impact est considéré comme irréversible (polygone noir) n'est pas inclus dans le site impacté après impact. La perte de superficie du site en zone humide est donc prise en compte dans l'évaluation.

III.2. L'environnement du site

III.2.1. La zone contributive et la zone tampon

Les écoulements qui convergent vers le site sont à l'origine de flux hydro-sédimentaires dans le site, qui induisent également des flux biogéochimiques et biologiques. **Puisque les pressions anthropiques peuvent affecter considérablement les écoulements et les flux de matières (sédiments, nutriments, toxiques) parvenant au site, il est nécessaire d'identifier l'étendue spatiale d'où proviennent les écoulements superficiels et souterrains alimentant le site. Cette étendue est appelée dans cette méthode « zone contributive ». En effet, cette étendue spatiale a une influence majeure sur les fonctions réalisées dans un site.** Elles sont des aires géographiques fonctionnelles intégratives d'une grande diversité de processus environnementaux et d'impacts anthropiques. Une évaluation intégrée se doit donc de connaître l'interdépendance entre les processus qui s'y déroulent et les composants du bassin versant qui sont vitaux pour la gestion à long terme des ressources et des paysages (voir Aspinall et Pearson 2000 pour leur réflexion sur les bassins versants).

La « zone contributive » du site est donc définie comme une étendue spatiale d'où proviennent vraisemblablement l'intégralité des écoulements superficiels et souterrains qui alimentent le site. Elle est délimitée par une analyse sommaire de la topographie. Cette définition se rapproche de la notion d'« aire contributive » de Maltby (2009) (aire drainée par les écoulements superficiels et souterrains alimentant la zone humide). Toutefois, à la différence de Maltby (2009) les débordements provenant des rivières et lacs (par ex. durant les inondations) sont bien inclus dans la zone contributive. Ainsi, dans les systèmes alluviaux et riverains des étendues d'eau, la zone contributive correspond au bassin versant du cours d'eau ou de l'étendue d'eau depuis l'exutoire le plus en aval et le plus proche du site. **Vu la définition du « bassin versant » dans le langage courant, l'emploi du terme « zone contributive » a été préféré dans cette méthode au terme « bassin versant ».** En effet, le bassin versant est défini comme l'aire de collecte des eaux, considérée à partir d'un exutoire. Cette aire est délimitée par le contour à l'intérieur duquel toutes les eaux ruissellent à la surface et s'écoulent en profondeur vers cet exutoire. Ses limites sont les lignes de partage des eaux (www.glossaire.eaufrance.fr). Or, les zones humides dont les fonctions sont évaluées dans cette méthode ne sont pas nécessairement traversées par un cours d'eau et elles n'ont pas systématiquement un exutoire évident (par ex. zone humide sur un plateau sans cours d'eau ni fossé). L'utilisation du terme « bassin versant » paraît donc inappropriée. Par ailleurs, l'emploi du terme « zone contributive » paraît judicieux puisqu'il a déjà été utilisé dans d'autres méthodes étrangères et n'a pas de connotation en France pour le public destinataire de la méthode. Ce terme n'a pas semblé poser de problèmes aux observateurs lors des tests des prototypes de la méthode en 2014 et en 2015.

Comme critique à cette définition, on peut toutefois mentionner le fait que la zone contributive délimitée est une approximation des écoulements vraisemblables qui convergent vers le site grâce à une analyse sommaire de la topographie, elle n'est donc pas une représentation des écoulements réels qui convergent vers le site. Par exemple, pour les zones humides dans des systèmes karstiques, les écoulements ne sont pas toujours tributaires de la topographie.

L'observateur délimite la zone contributive par un polygone qui inclut le site et toute l'étendue d'où les écoulements convergent vraisemblablement vers le site. La zone contributive peut être délimitée manuellement grâce à une analyse de la topographie (par ex. identification des lignes de faite et talwegs sur SCAN 25[®]), en utilisant des délimitations de bassins versants existantes (par ex. fichier « ZONE_HYDROGRAPHIQUE » de Carthage[®]) ou *via* une procédure automatisée sur systèmes d'informations géographiques (par ex. avec un Modèle Numérique de Terrain). Quelques procédures sont indiquées dans la méthode pour réaliser la délimitation de la zone contributive.

A l'intérieur de la zone contributive, l'espace immédiatement au contact du site a un effet tampon sur les écoulements en provenance de la zone contributive. Il s'agit de la « zone tampon ». Cette zone peut jouer le rôle de « filtre » entre la zone contributive et le site et affecter les écoulements et les flux de matières. La zone tampon se situe à l'intersection entre la zone contributive et un polygone dont le périmètre suit le contour du site à une distance de 50 mètres (Figure 7). Le rayon de 50 m est fixé arbitrairement. Ce polygone n'inclut pas le site et seule la portion de polygone présente dans la zone contributive est conservée pour matérialiser la zone tampon.

III.2.2. Le paysage

Des flux d'individus ont lieu entre le site et l'extérieur, avec une influence potentiellement importante sur la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces. **La composition (par ex. type d'habitats) et la structure (par ex. nombre d'habitats) des habitats dans l'environnement extérieur du site seront prises en compte via une analyse paysagère.** Comme préalable à cette analyse, il est indispensable de définir ce qui est considéré comme le paysage du site. Les définitions existantes ne seront pas passées en revue dans cette méthode, mais quelques définitions sont citées pour illustrer leur diversité et finalement proposer un moyen pragmatique de délimiter ce qui est considéré comme le paysage du site dans cette méthode.

Fischer et Lindenmayer (2007) définissent le paysage comme une étendue délimitée par l'Homme pouvant s'étendre sur environ 3 km² à 300 km². En écologie du paysage, la définition la plus précise est celle de Forman et Godron (1981) selon Noss (1983) : une étendue de plusieurs kilomètres carrés où les interactions dans les écosystèmes se répètent de manière similaire, générant une répétition d'agrégats d'écosystèmes et de perturbations dans l'espace. Le paysage y serait donc contraint par deux mécanismes : les processus géomorphologiques à ses extrémités et les perturbations affectant ses composants. Dans le paysage, il en résulte une structure végétale dissemblable des paysages alentours. D'autres définitions, notamment en écologie, sont centrées sur la capacité de dispersion des espèces. Ainsi, pour Driscoll *et al.* (2013) un paysage est une étendue spatiale dont la superficie est supérieure à la distance de dispersion des espèces. Dans des paysages sous forte influence anthropique, avec des espèces qui se disperseraient sur quelques centaines à quelques milliers de mètres, le paysage pourrait raisonnablement comprendre une étendue répartie sur 5 à 10 km².

Dans le cadre de cette méthode, la définition proposée est le résultat d'un compromis entre les impératifs pour concevoir la méthode (pragmatisme et objectivité principalement dans cette méthode) et la nécessité de décrire assez fidèlement l'environnement extérieur du site, qui pourrait

avoir une influence importante sur les flux d'individus dans le site. Dans cette méthode, **le paysage du site est délimité par un polygone dont le périmètre suit le contour du site à une distance de 1 km. Le polygone dessiné inclut le site.** La distance de 1 km est fixée arbitrairement. Comparativement à certaines définitions citées précédemment, cette définition du paysage s'affranchit d'une appréciation « subjective ». Comme principale critique cependant, on peut mentionner qu'une délimitation aussi « automatisée » du paysage ne tient pas compte des capacités variables de dispersion des espèces : un tel paysage peut paraître trop vaste pour les espèces dont la capacité de dispersion est la plus faible, ou trop réduit pour les espèces dont la capacité de dispersion est la plus grande.

Les principaux flux entre le site et le paysage pris en compte dans cette méthode sont des flux d'individus vu la composition et la structure des habitats. Les informations relevées dans le paysage permettront de renseigner la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces.

III.2.3. Le cours d'eau

Le fonctionnement hydrologique des sites alluviaux est généralement affecté par la dynamique hydro-sédimentaire du cours d'eau. Les conditions morphologiques du système fluvial (par ex. sinuosité du cours d'eau, incision du lit mineur) doivent donc être prises en compte pour évaluer les sous-fonctions hydrologiques. Notez que la méthode ne tient pas compte des milieux récepteurs situés à l'aval des sites (par ex. cours d'eau en aval de la zone humide) et n'évalue pas, de ce fait, la capacité du site à alimenter le cours d'eau, notamment à l'étiage.

IV. Diagnostic du contexte du site

A l'issue de l'application de cette méthode, deux diagnostics interdépendants sont fournis pour un site : (1) le diagnostic du contexte du site et (2) le diagnostic fonctionnel du site.

Le diagnostic du contexte du site est une description narrative du contexte physique, écologique et anthropique du site et de son environnement. Etant donné que le contexte du site a une influence potentiellement importante sur les fonctions réalisées par le site lui-même, il est crucial de s'assurer qu'un site impacté et un site de compensation présentent des diagnostics de contexte similaires avant d'évaluer la vraisemblance d'une équivalence fonctionnelle. Cette vérification constitue une garantie quant au fait de comparer des sites qui présentent des composantes physiques et anthropiques similaires ; et dont les fonctions sont donc effectivement comparables. Cela permet par exemple d'éviter de comparer des sites dont les paysages diffèrent substantiellement (par ex. un site dans un paysage très urbanisé avec un site entouré de milieux beaucoup plus naturels).

Les informations relevées dans le diagnostic de contexte correspondent bien à des principes régissant la compensation écologique à l'échelle nationale (Annexe IX), qui recommandent de veiller à :

- **L'équivalence** : « cibler les mêmes composantes de milieux que celles détruites ou altérées » ;
- **La proximité géographique** : « une mesure de compensation doit être située à proximité du site impacté, sur une zone présentant des caractéristiques physiques et anthropiques similaires ».

Le diagnostic du contexte du site consiste donc à déterminer pour le site impacté et le site de compensation :

- **leur appartenance à une masse d'eau de surface ;**
- **le type de paysage (EUNIS niveau 1) ;**
- **les pressions anthropiques dans la zone contributive ;**
- **le système hydrogéomorphologique auquel appartient le site ;**
- **la composition des habitats EUNIS 3 au sein du site.**

Attention : le diagnostic de contexte du site n'a évidemment pas vocation à fournir des prescriptions sur comment procéder pour compenser les impacts négatifs résiduels significatifs sur les zones humides. Les éléments du diagnostic de contexte fournissent simplement un cadre où il est pertinent d'utiliser la méthode pour évaluer la vraisemblance d'une équivalence fonctionnelle durant la séquence « éviter, réduire, compenser ». Il s'agit également du cadre à minima préconisé par les auteurs qui ont rédigé cette méthode, pour la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser ». En dehors de ce cadre, la méthode ne peut pas être mobilisée pour évaluer la vraisemblance d'une équivalence fonctionnelle et d'autres méthodes doivent être utilisées.

Le diagnostic du contexte du site permet de disposer d'éléments concrets pour juger de l'adéquation de la mesure compensatoire avec cette méthode et notamment sa localisation, au regard de l'impact occasionné par l'aménagement d'un site donné. Un site impacté et un site de compensation partagent le même diagnostic de contexte si les conditions mentionnées sur la Figure ci-après sont respectées. Si ces cinq conditions sont simultanément remplies alors il est possible d'évaluer l'équivalence fonctionnelle avec cette méthode. Ces conditions sont présentées dans le détail dans les sections suivantes.

Si le diagnostic de contexte du site impacté avant impact et le diagnostic de contexte du site de compensation avec action écologique envisagée ou après action écologique ne sont pas considérés comme similaires par les parties prenantes qui interviennent dans la mise en œuvre des mesures compensatoires ; alors les principes d'équivalence et de proximité géographique pour le site impacté et le site de compensation ne sont pas respectés et il n'y a pas lieu d'aller plus loin dans l'évaluation des fonctions avec cette méthode. Cette méthode n'est alors pas pertinente pour évaluer l'efficacité des actions écologiques et la vraisemblance d'une équivalence fonctionnelle. Il est conseillé aux parties prenantes de revoir les caractéristiques du site de compensation ou d'identifier un autre site de compensation plus pertinent.

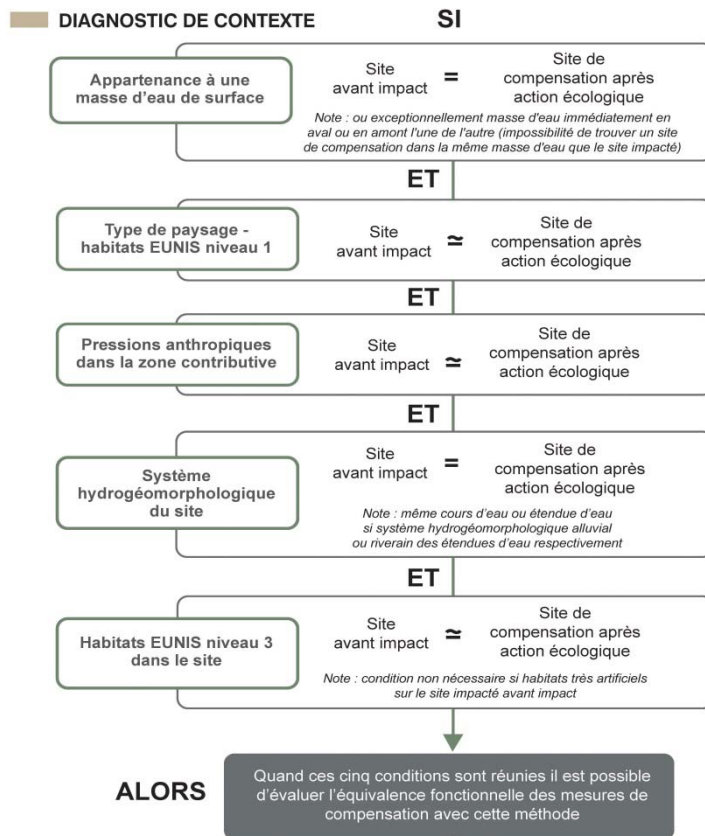


Figure 12 : Eléments du diagnostic de contexte de site à vérifier impérativement sur le site impacté et sur le site de compensation pour évaluer l'équivalence fonctionnelle avec cette méthode (issue de Gayet *et al.* 2016).

Le signe \cong signifie que les caractéristiques des deux sites doivent être similaires sans être impérativement parfaitement égales. L'observateur vérifie cette similarité. Le signe = signifie que les caractéristiques des deux sites doivent être égales.

Le diagnostic du contexte du site est complété par un diagnostic fonctionnel du site (Figure ci-après) qui consiste à évaluer l'intensité probable des fonctions réalisées par le site, vu les caractéristiques du site et celles de son environnement (section V).

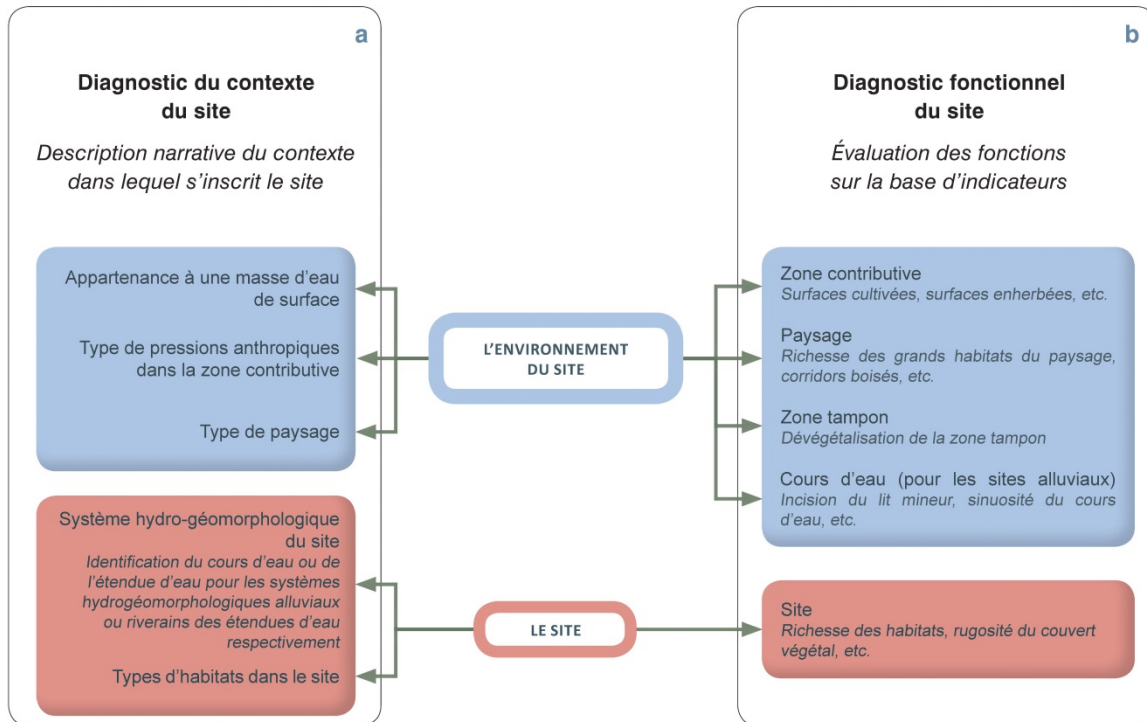


Figure 13 : Présentation simplifiée du diagnostic du contexte du site et du diagnostic fonctionnel du site (issue de Gayet *et al.* 2016).

IV.1. Appartenance à une masse d'eau de surface

La « masse d'eau » est un terme technique issu de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) qui désigne une portion d'eau de surface ou d'eau souterraine dont les caractéristiques sont **relativement homogènes**. Les types de masses d'eau sont définis sur la base d'une classification par région des écosystèmes aquatiques (intégration des conditions topographiques, géologiques et climatiques via les hydroécorégions de Wasson *et al.* 2001, 2004 croisée avec une classification par taille des cours d'eau, utilisation de l'ordination de Strahler) (voir arrêté du 12 janvier 2010). Un tronçon de cours d'eau, un lac, un étang, une portion d'eaux côtières, tout ou partie d'un ou plusieurs aquifères... peuvent être des masses d'eau (Forum des Marais Atlantiques 2014). Ce qui différencie une masse d'eau d'une autre réside dans la possibilité ou non d'atteindre le même objectif en termes de qualité de l'eau par exemple ; et ce en fonction des types naturels et des pressions anthropiques qui s'y exercent. En effet, l'état de la masse d'eau est évalué en mesurant l'écart entre les conditions observées et des conditions de référence préalablement déterminées. Par exemple, un grand cours d'eau méandreux de plaine peut être différencié en trois masses d'eau distinctes (Figure ci-après). **Les masses d'eau sont regroupées en types homogènes qui servent de base à la définition de la notion de bon état (EU 2003). Une masse d'eau de surface est un découpage élémentaire homogène des milieux aquatiques destinée à être l'unité d'évaluation de la DCE 2000/60/CE.**

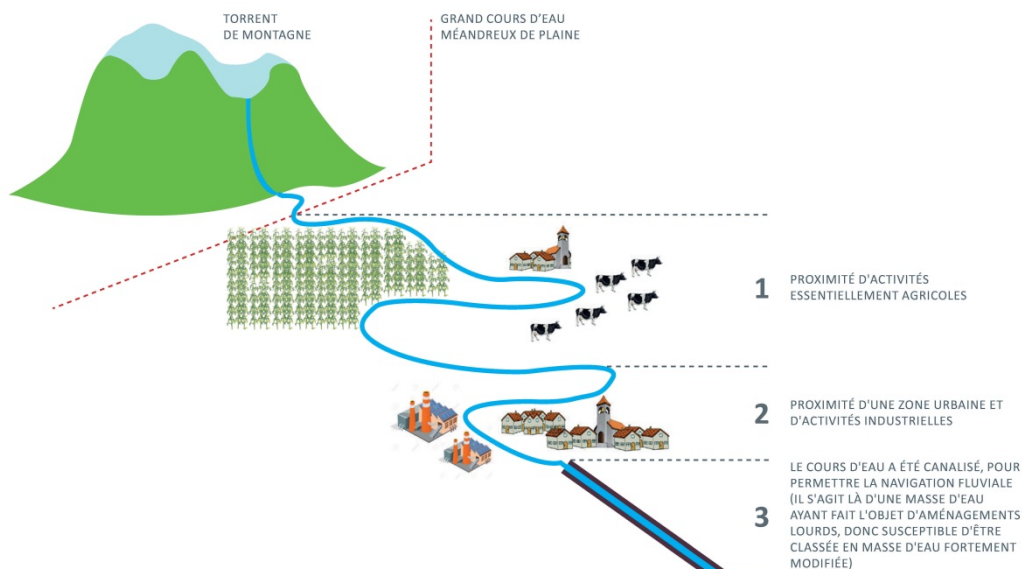


Figure 14 : Représentation des masses d'eau selon les pressions anthropiques sur un cours d'eau. Tronçon 1 : proximité d'activités essentiellement agricoles. Tronçon 2: proximité d'une zone urbaine et d'activité industrielle. Tronçon 3 : cours d'eau canalisé pour permettre la navigation fluviale (masse d'eau ayant fait l'objet d'aménagements lourds susceptible d'être classée en masse d'eau fortement modifiée) (adapté de www.eau2015-rhin-meuse.fr, remise en forme dans Gayet *et al.* 2016).

Au titre de la directive cadre sur l'eau, les zones humides ne constituent pas des « masses d'eau », mais elles sont concernées directement au titre de cette directive comme des « écosystèmes associés aux masses d'eau »¹¹ qui doivent être préservés. La DCE fixe des objectifs et des méthodes pour atteindre le bon état des eaux. L'évaluation de l'état des masses d'eau de surface prend en compte différents paramètres biologiques et chimiques¹². Les zones humides sont également prises en compte pour évaluer l'atteinte des objectifs de cette directive du fait de leurs contributions au cycle naturel de l'eau.

Il est possible de déterminer à quelle(s) masse(s) d'eau cours d'eau¹³, plan d'eau¹⁴ et/ou de transition¹⁵ un site appartient. L'identification des écoulements de surface en lien avec le site est donc indispensable. En pratique, l'appartenance d'un site à une ou plusieurs masses d'eau de surface peut être identifiée via une analyse sommaire de la topographie et du réseau hydrographique en aval du site sur les SCAN 25® et/ou la BD TOPO®.

Il appartient aux services intervenant dans l'instruction de dossiers police de l'eau de vérifier que le site impacté et le site de compensation appartiennent à la même masse d'eau de surface ; sinon, à titre exceptionnel, dans des cas dûment justifiés (par ex. impossibilité manifeste de trouver des sites de compensation valables dans la même masse d'eau que celle concernée par l'aménagement) ils doivent appartenir à des masses d'eau de surface immédiatement en amont ou aval l'une de l'autre.

IV.2. Description de l'environnement du site

IV.2.1. Les pressions anthropiques dans la zone contributive

Généralement, les activités anthropiques sont à l'origine d'importants flux de nutriments et de sédiments vers les hydrosystèmes. **Il est donc proposé de décrire les pressions anthropiques dans la zone contributive des sites.** Les pressions anthropiques sont décrites selon les modes d'occupation du sol dans la zone contributive qui traduisent vraisemblablement des apports de nutriments et/ou de sédiments variables vers le site. Les pressions associées aux activités agricoles sont décrites en exploitant les informations du Registre Parcellaire Graphique¹⁶ (RPG), en distinguant les cultures et les surfaces enherbées (Tableau et Figure ci-après). Une des limites du RPG est que seules les parcelles déclarées sont inventoriées. Les pressions associées aux activités industrielles-domestiques, aux infrastructures de transport sont décrites en exploitant les informations de la BD TOPO® (Tableau et Figure ci-après). Concernant les activités domestiques et industrielles, il est

¹¹ Source : Ministère chargé de l'environnement et Onema (eaufrance : http://www.eaufrance.fr/spip.php?page=concept&id_concept=2144).

¹² L'arrêté du 12 janvier 2010 précise les méthodes et critères à mettre en œuvre pour délimiter et classer les masses d'eau et dresser l'état des lieux prévu à l'article R. 212-3 du code de l'environnement.

¹³ « masse d'eau de surface constituée d'un ou plusieurs tronçons de rivière, de fleuve ou de canal » (voir arrêté du 12 janvier 2010).

¹⁴ « masse d'eau de surface intérieure constituée d'eau stagnante » (voir arrêté du 12 janvier 2010).

¹⁵ « eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce » (voir arrêté du 12 janvier 2010).

¹⁶ Le RPG est un système d'information géographique administré par l'Agence de Services et Paiement (ASP) qui identifie annuellement les parcelles agricoles et l'assolement correspondant. Au moment de la parution de la méthode, seule la version de 2012 est disponible librement.

important de souligner qu'il n'est pas possible ici d'identifier d'éventuels réseaux d'assainissement qui permettraient la dérivation des écoulements hors de la zone contributive du site. Un commentaire de l'observateur peut nuancer le résultat de l'évaluation.

Tableau 1 : Récapitulatif des informations à récolter pour décrire les pressions anthropiques dans la zone contributive d'un site.

Pressions anthropiques		Sources d'informations mobilisées
Activités agricoles	Cultures	Fichiers les plus récents disponibles du Registre Parcellaire Graphique (RPG) avec les codes : 1 blé tendre, 2 maïs grain et ensilage, 3 orge, 4 autres céréales, 5 colza, 6 tournesol, 7 autres oléagineux, 8 protéagineux, 9 plantes à fibres, 10 semences, 14 riz, 15 légumineuses à grains, 16 fourrage, 20 vergers, 21 vignes, 22 fruits à coque, 23 oliviers, 24 autres cultures industrielles, 25 légumes-fleurs, 26 canne à sucre, 27 arboriculture
	Surfaces enherbées	Fichiers les plus récents disponibles du Registre Parcellaire Graphique (RPG) avec les codes : 11 gel, 12 gel industriel, 13 autres gels, 17 estives landes, 18 prairies permanentes, 19 prairies temporaires
Activités industrielles	domestiques et	Fichiers sous forme de polygone du dossier « Bâti » et fichier « AIRE_TRIAGE » de la BD TOPO®
Activités de transport		Fichier « TRONCON_VOIE_FERRE », « ROUTE_PRIMAIRE » et « ROUTE_SECONDAIRE » de la BD TOPO®

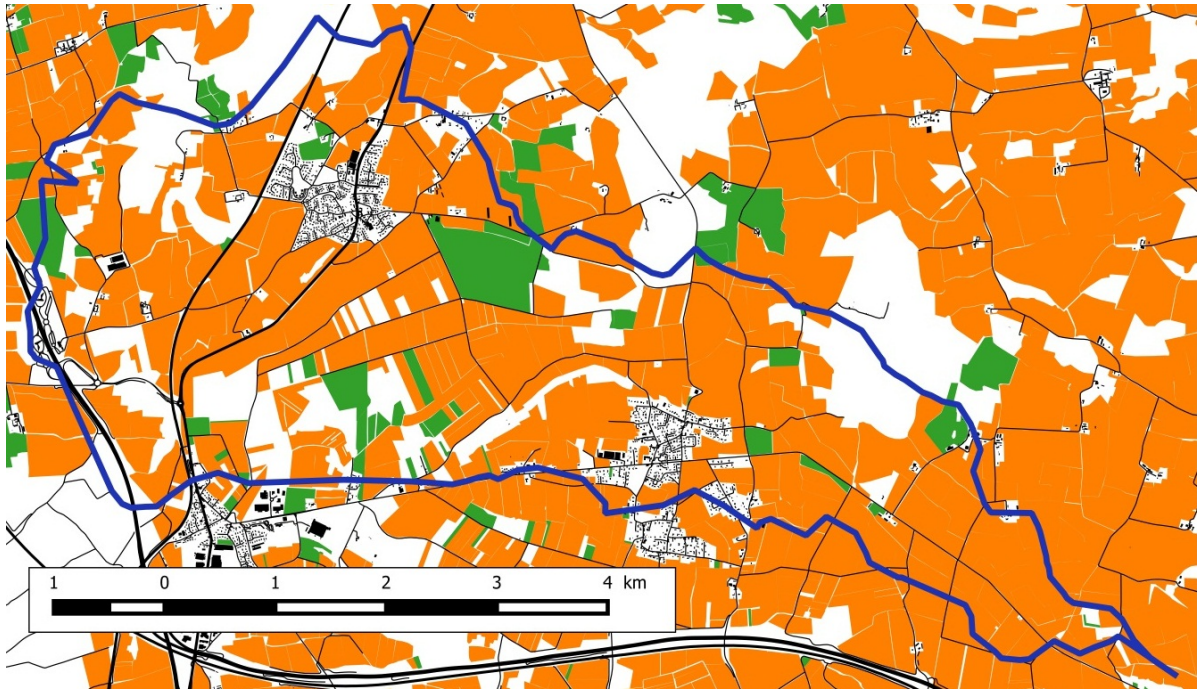


Figure 15 : Les cultures (polygones oranges), les surfaces enherbées (polygones verts), les activités domestiques et industrielles (polygones noires), les petites infrastructures (traits noirs fins) et les grandes infrastructures de transport (traits noirs gras) dans une zone contributive (polygone bleu sans trame de fond). Fond de carte : BD TOPO® de l'IGN et RGP de l'ASP.

Puisque l'évaluation porte sur les principales activités anthropiques à l'origine de flux sédimentaires et/ou de nutriments vers le site, il n'y a pas lieu de décrire les autres types d'occupation du sol dans la zone contributive (par ex. zones forestières) qui sont le plus souvent des pourvoyeurs moins importants de sédiments ou de nutriments.

Exceptionnellement, les pressions anthropiques dans la zone contributive n'ont pas besoin d'être décrites. C'est le cas lorsque la superficie de la zone contributive est si grande que les pressions anthropiques ne sont vraisemblablement pas discriminantes pour deux sites (un site impacté et un site de compensation) qui appartiendraient à la même masse d'eau et qui seraient sur le même cours d'eau. C'est le cas par exemple de certains sites alluviaux et riverains des étendues d'eau qui ont des zones contributives très grandes, voire immenses (par ex. bassin versant de la Saône ou de la Seine pour les sites alluviaux dans le secteur aval de ces cours d'eau). Décrire ces pressions anthropiques sur de telles étendues spatiales est extrêmement chronophage ; alors qu'elle génère une information extrêmement complexe à analyser car sur une échelle trop large pour être appréhendée par l'observateur dans le cadre d'une évaluation rapide. **Ainsi, les pressions anthropiques dans la zone contributive n'auront pas à être décrites dans les cas suivants :**

- sur les zones contributives des sites alluviaux associés à au moins un cours d'eau dont le rang de Strahler est supérieur à 6 (Figure ci-après) ;
- sur les zones contributives des sites riverains des étendues d'eau en aval de l'embouchure d'un cours d'eau dont le rang de Strahler est supérieur à 6,

- **sur les zones contributives qui s'étendent sur des zones transfrontalières.** Il s'agit principalement des sites alluviaux du Rhône et du Rhin, mais d'autres cours d'eau peuvent être concernés (par ex. Doubs à la frontière franco-suisse).

Dans les cas suivants, l'observateur choisit ou non de décrire les pressions anthropiques dans les zones contributives des sites :

- **sur les zones contributives des sites alluviaux associés à au moins un cours d'eau dont le rang de Strahler est égal à 6 (Figure ci-après) ;**
- **sur les zones contributives des sites riverains des étendues d'eau en aval de l'embouchure d'un cours d'eau dont le rang de Strahler est égal à 6.**

L'identification des rangs de Strahler des cours d'eau est basée sur le travail d'identification du Bureau de Recherche Géologique et Minière fait sur la BD CARTHAGE®, qui est en cours de révision.

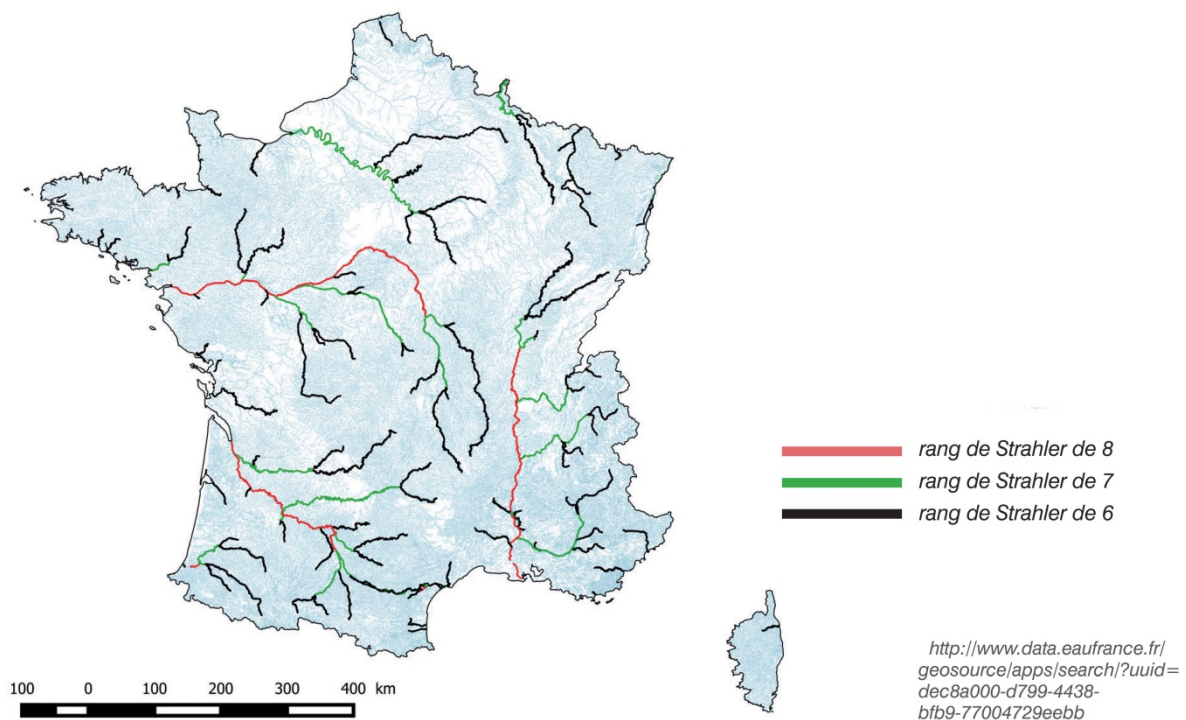


Figure 16 : Réseau hydrographique en France d'après la BD CARTHAGE® 2010 et ordination des rangs de Strahler supérieur à 5 (trait rouge : rang de Strahler de 8, trait vert : rang de Strahler de 7 et trait noir : rang de Strahler de 6) d'après le Bureau de Recherche Géologique et Minière (issue de Gayet *et al.* 2016).

Vérifier la similarité des pressions anthropiques sur la zone contributive du site impacté avant impact et du site de compensation après action écologique est à l'appréciation des services intervenant dans l'instruction de dossiers police de l'eau. Ces derniers pourront veiller à éviter des déséquilibres flagrants. A noter qu'une vigilance particulière doit être accordée quant aux évolutions qui peuvent être en cours dans la zone contributive du site de compensation (par ex. en cours de déprise agricole ou en cours d'urbanisation). Ainsi, le fait que le site impacté avant impact et le site de compensation avant action écologique soient dans des environnements similaires ne garantit pas

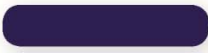









que le site impacté avant impact et le site de compensation après action écologique soient dans des contextes similaires. Il peut être pertinent de recourir, lorsque cela est possible, à une expertise disponible sur le territoire (par ex. documents d'urbanisme) pour anticiper d'éventuelles mutations.

IV.2.2. Le type de paysage

La composition du paysage du site influence les flux d'individus entre le site et l'environnement extérieur et affecte donc la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces. **En conséquence, il est proposé de décrire les habitats dans le paysage des sites (incluant les habitats naturels à semi-naturels jusqu'aux habitats plus artificialisés comme les étendues agricoles et les zones bâties).**

La composition du paysage du site est décrite en identifiant les grands types d'habitats présents selon la nomenclature EUNIS niveau 1 de Davies *et al.* (2004) traduite par Louvel *et al.* (2013a) (Tableau et Figure ci-après) et en estimant la part relative de chaque type d'habitat dans le paysage. Les « X Complexes d'habitats » ne sont pas pris en compte dans cette méthode car ils sont considérés comme non informatifs pour cette méthode. Dans le cadre de cette méthode, il serait trop chronophage de demander une description des habitats plus détaillée (par ex. EUNIS niveau 2, 3 ou 4). La nomenclature EUNIS est choisie dans cette méthode en raison de son aspect pratique puisqu'elle contient une clef de détermination qui permet une identification facile et peu subjective des habitats, accessible à un public non expert en végétation. Ces aspects ont été vérifiés durant les phases de test des prototypes de la méthode en 2015.

Tableau 2 : Liste des habitats EUNIS niveau 1 (dénomination française issue de Louvel *et al.* 2013a, remise en forme dans Gayet *et al.* 2016).

	A	Habitats marins
	B	Habitats côtiers
	C	Eaux de surface continentales
	D	Tourbières hautes et bas-marais
	E	Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens
	F	Landes, fourrés et toundras
	G	Boisements, forêts et autres habitats boisés
	H	Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée
	I	Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés
	J	Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels

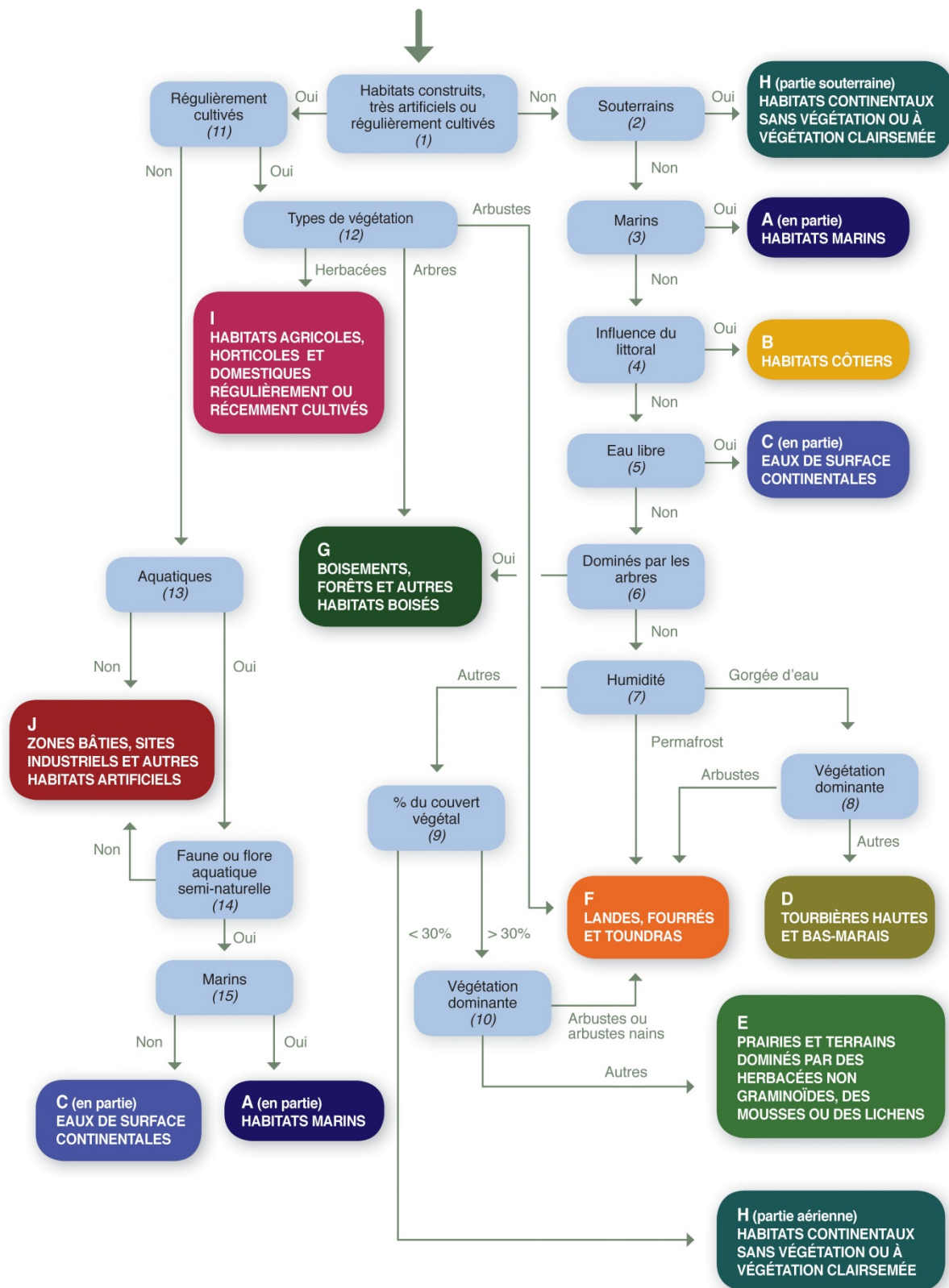


Figure 17 : Clef de détermination des habitats EUNIS niveau 1.

Issue de la clef traduite par Louvel *et al.* (2013a) issu de Davies *et al.* (2004) avec remise en forme de (issue de Gayet *et al.* 2016).

Les critères entre parenthèses ne sont pas présentés dans le détail ici. Ils font référence à des éléments d'informations complémentaires permettant l'identification des habitats que le lecteur trouvera en détail dans le Guide et protocole dédié à la méthode (voir Gayet et al. 2016).

Les supports utilisés pour estimer la part des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage sont la BD ORTHO® la plus récente disponible en plus des SCAN 25® de l'IGN. A partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre les habitats « D Tourbières hautes et bas-marais », « E Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens » et parfois les habitats « F Landes, fourrés et toundras ». Il est donc préconisé lorsque des doutes existent de se tourner vers d'éventuelles informations à l'échelle locale (par ex. inventaires des tourbières, informations dans les zones naturelles d'intérêt écologiques faunistique et floristique, les arrêtés préfectoraux de protection de biotope, les sites du réseau Natura 2000) ou encore d'aller faire des vérifications rapides sur le terrain. Les informations présentes dans les dossiers de police de l'eau sont également des sources d'informations potentielles.

Vérifier la similarité de la représentation des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage du site impacté avant impact et du site de compensation après action écologique est à l'appréciation des services intervenant dans le cadre de l'instruction de dossiers police de l'eau. Ces derniers veilleront notamment à éviter l'apparition de déséquilibres flagrants. A noter qu'une vigilance particulière doit être accordée quant aux évolutions qui peuvent être en cours dans le paysage du site de compensation (par ex. site dans une zone en cours d'urbanisation ou en cours de déprise agricole). Ainsi, le fait que le site impacté avant impact et le site de compensation avant action écologique soient dans des environnements similaires ne garantit pas que le site impacté avant impact et le site de compensation après action écologique seront dans des paysages similaires. Il peut être pertinent de recourir lorsque cela est possible à une expertise disponible sur le territoire (par ex. documents d'urbanisme) pour anticiper d'éventuelles mutations.

IV.3. Description du site

IV.3.1. Le système hydrogéomorphologique

IV.3.1.1. Principe du système de classification hydrogéomorphologique

L'approche hydrogéomorphologique proposée par Smith *et al.* (1995) est basée sur le postulat que les fonctions dépendent d'abord de l'hydrologie, de l'hydrogéologie et de la géomorphologie de la zone humide. Elle fait appel au système de classification hydrogéomorphologique de Brinson (1993a, b). **La méthode mobilise le système de classification développé dans cette approche. Elle reconnaît en amont de l'évaluation des fonctions, que les zones humides sont régies par différents types de fonctionnements hydrologiques, hydrogéologiques et hydrogéomorphologiques. La classification hydrogéomorphologique des zones humides est basée sur la description de trois aspects fondamentaux (Smith *et al.* 1995) ; à savoir :**

- **La configuration géomorphologique :** la topographie de la zone humide (dépression, vallée...), la géologie, l'emplacement dans le paysage (de la tête de bassin jusqu'à la basse vallée) ;
- **La source d'alimentation en eau :** la principale origine de l'eau alimentant la zone humide (par ex. précipitations, apports de surface et sub-surface, apports d'eau souterraine) ;

- **L'hydrodynamique** : la direction et l'importance des flux d'eau de surface et de subsurface dans la zone humide.

Cette classification aboutit à sept principaux types hydrogéomorphologiques (voir Smith *et al.* 1995, Brinson 2009) qui peuvent être traduits littéralement de l'anglais vers le français en (1) système des franges estuariennes ou tidales, (2) système rivulaire, (3) système de plateau à sol minéral, (4) système de plateau à sol organique, (5) système de frange lacustre, (6) système dépressionnaire et (7) système de pente.

IV.3.1.2. Dénomination et description des systèmes hydrogéomorphologiques retenus

Dans cette méthode, le système de franges estuariennes ou tidales n'est pas pris en compte puisque la méthode porte uniquement sur les zones humides continentales.

Les systèmes de plateau à sol minéral ou organique sont rassemblés dans un seul système dit de « plateau ». En effet, dans la classification Etats-Uniennes la principale différence entre les deux tient au fait que dans le système de plateau à sol minéral, l'altitude et la topographie ne sont pas contrôlées par les accumulations verticales de matière organique, contrairement au système de plateau à sol organique. Ici, il n'y a pas lieu de faire cette différence puisque les habitats et la pédologie dans le site sont décrits par ailleurs (section IV.3.2) ce qui révélera notamment ces accumulations verticales de matière organique.

Dans le cadre de cette méthode, cinq systèmes hydrogéomorphologiques sont différenciés : (1) « alluvial », (2) « riverain des étendues d'eau », (3) « dépression », (4) « versant et bas-versant » et (5) « plateau ». La dénomination des systèmes hydrogéomorphologiques n'est pas une traduction littérale de l'anglais car celle-ci pouvait s'avérer trompeuse pour les observateurs (Encadré ci-après). Les systèmes hydrogéomorphologiques ont donc été renommés dans un souci de clarification. Les sources d'information mobilisées pour l'identification des systèmes hydrogéomorphologiques sont les SCAN 25®, suivis impérativement par des vérifications sur le terrain (Encadré ci-après).

Encadré 1 : Description narrative et illustration des cinq systèmes hydrogéomorphologiques retenus.

La description des cinq systèmes hydrogéomorphologiques est basée sur celles de Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009). Lorsque des adaptations ont été faites sur les définitions de départ, celles-ci sont précisées. Les informations les plus caractéristiques de chaque système hydrogéomorphologique sur les SCAN 25® sont également précisées.

Alluvial :

Les zones humides alluviales sont dans les plaines alluviales et dans les corridors ripariens en association avec un cours d'eau. Les sources principales d'eau proviennent des débordements du cours d'eau dans les plaines alluviales pour les cours d'eau d'ordre élevé, et des ruissellements occasionnels provenant des terres adjacentes pour les cours d'eau d'ordre faible. Des sources supplémentaires d'eau peuvent être les ruissellements et le retour des flux d'eau des terres plus hautes vers le cours d'eau, et plus occasionnellement les flux des affluents et les précipitations. Quand la submersion a lieu, les flux de surface en aval de la plaine d'inondation peuvent dominer l'hydrodynamique. Dans la zone la plus en amont, les zones humides alluviales sont souvent incorporées avec des systèmes de versant et bas-versant ou de dépression quand le lit du cours d'eau disparaît, ou elles peuvent intégrer des zones plates mal drainées ou des terres hautes. Dans la zone la plus en aval, les zones humides alluviales sont incorporées avec les systèmes estuariens. Un flux d'eau pérenne n'est pas requis pour qualifier un site comme étant dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Les zones humides alluviales perdent l'eau de surface par le retour des eaux d'inondation dans le lit du cours d'eau après l'inondation, et par saturation des flux en surface vers le cours d'eau durant les précipitations. Les eaux de sub-surface sont perdues par décharge dans le cours d'eau, par pénétration dans les eaux souterraines plus profondes ou par évapotranspiration. Des dépôts tourbeux peuvent s'accumuler dans les dépressions à l'écart du chenal du cours d'eau qui se sont isolés des processus alluviaux et qui sont sujets à de longues périodes de saturation par les eaux souterraines. Le lit mineur du cours d'eau n'est pas inclus dans ce système, car la méthode ne peut pas être appliquée sur le lit mineur d'un cours d'eau. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux peuvent avoir une gamme de superficie de zones contributives extrêmement grande (petite à immense), car cette zone contributive dépend du bassin versant du cours d'eau auquel est associé le site (Annexe III).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : il est précisé que le lit mineur du cours d'eau n'est pas inclus dans ce système. La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : le site est dans un relief plat (courbes de niveau relativement espacées comparé aux versants proches) et il est adjacent ou à proximité d'un cours d'eau permanent ou temporaire.

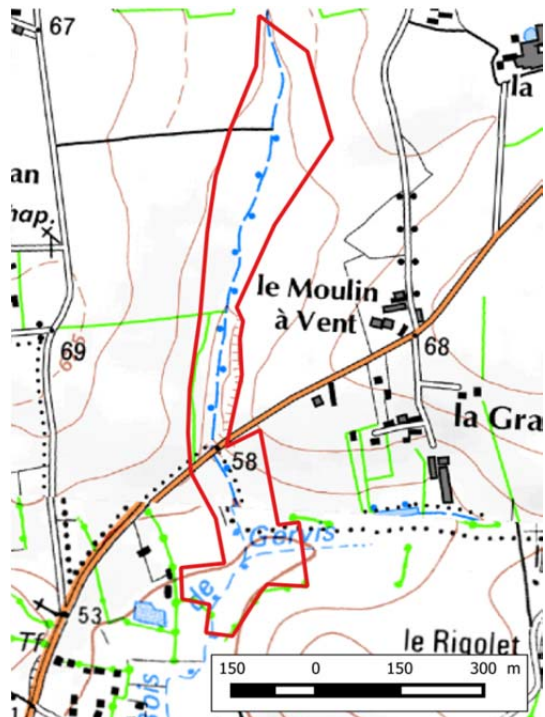
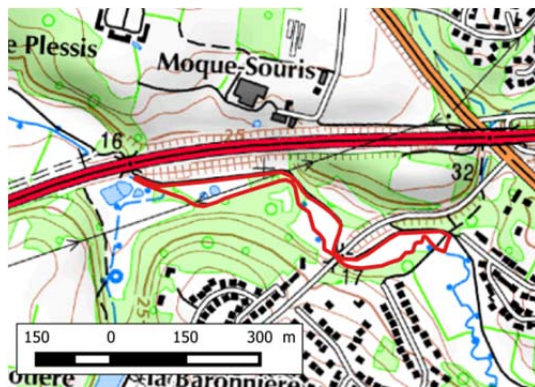
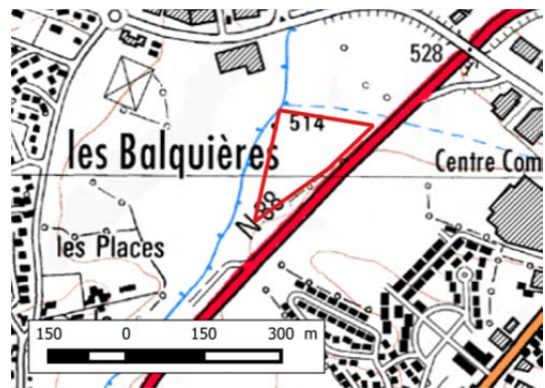
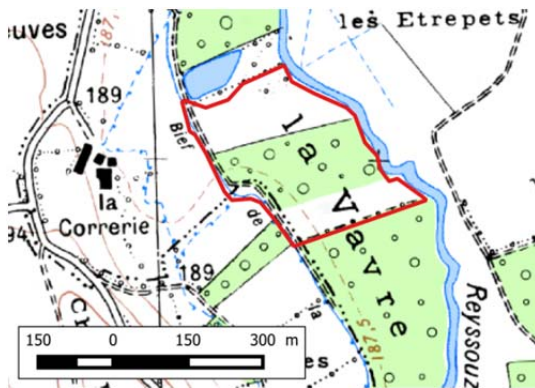


Figure 18 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Fond de carte : SCAN 25®.

Riverain des étendues d'eau :

Les zones humides riveraines des étendues d'eau sont adjacentes ou proches d'une étendue d'eau. Les fluctuations de niveau d'eau dans l'étendue d'eau régulent le niveau d'eau dans la zone humide. Ces zones humides peuvent être des radeaux flottants attaches aux terres adjacentes de l'étendue d'eau. Des sources supplémentaires en eau dans ces zones humides sont les précipitations, la décharge des eaux souterraines, ces dernières étant de première importance dans les zones humides riveraines des étendues d'eau intégrées à des zones humides de versant et bas-versant ou des terres adjacentes hautes. Le flux d'eau en surface est bidirectionnel, couramment contrôlé par les fluctuations de niveau d'eau dans l'étendue d'eau adjacente. Zones humides riveraines des étendues d'eau et zones humides de dépression sont impossibles à distinguer quand la taille de l'étendue d'eau est petite comparativement à sa frange humide et/ou quand l'étendue d'eau est incapable de stabiliser le niveau d'eau dans la zone humide. Les zones humides riveraines des étendues d'eau perdent leur eau par diffusion vers l'étendue d'eau adjacente après les inondations, par saturation du flux de surface et par évapotranspiration. La matière organique s'accumule habituellement dans les secteurs de la zone humide préservés de l'érosion des vagues sur les berges de l'étendue d'eau. La zone de pleine eau de l'étendue d'eau n'est pas incluse dans ce système, car la méthode ne peut pas être appliquée sur la zone de pleine eau des étendues d'eau stagnantes. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques riverains des étendues d'eau peuvent avoir une gamme de superficie de zones contributives extrêmement grande (petite à très grande), étant donné que la zone contributive correspond à l'étendue spatiale qui alimente l'étendue d'eau (Annexe III).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : la traduction littérale du système hydrogéomorphologique « *lacustrine fringe* » en système des « franges lacustres » a généré des confusions durant les tests réalisés en 2014 et 2015. Elle paraissait notamment exclure les zones humides riveraines des étangs de ce système hydrogéomorphologique. La dénomination de ce système en système « riverain des étendues d'eau » a donc été préférée. Le terme « étendue d'eau » dans la description du système a été préféré au terme « lac » qui semblait trop restrictif en faveur des systèmes lacustres à stratification thermique dans la définition du système hydrogéomorphologique. Il est précisé que la zone de pleine eau de l'étendue d'eau n'est pas incluse dans ce système. La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : site au bord ou à proximité d'un lac, d'un étang ou de toute autre étendue d'eau stagnante qui occupe le centre de la dépression.

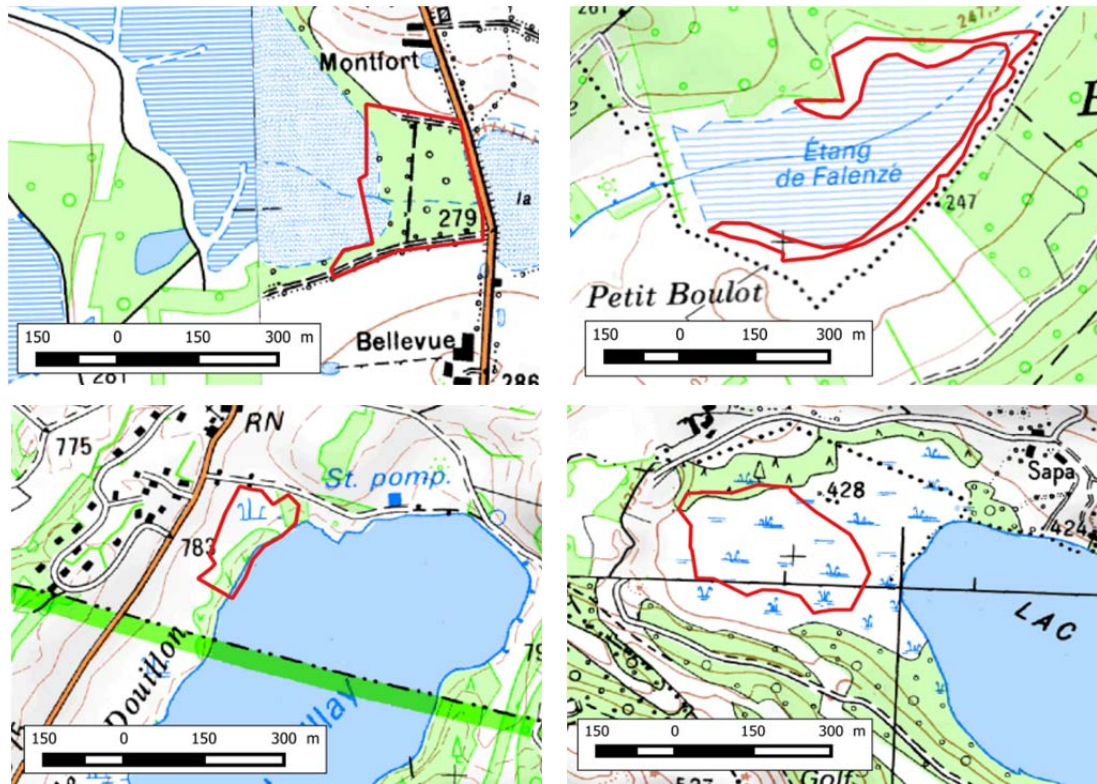


Figure 19 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique riverain d'étendue d'eau. Fond de carte : SCAN 25®.

En haut, les sites sont soumis aux variations du niveau d'eau d'un étang. En bas, les sites sont soumis aux variations du niveau d'eau d'un lac.

Dépression :

Les zones humides de dépression sont dans des dépressions topographiques dont l'altitude élevée des contours permet l'accumulation des eaux de surface dans la dépression, sans former de plan d'eau. Les sources principales d'eau sont les précipitations, les apports d'eaux souterraines et les ruissellements issus des terres hautes adjacentes. La direction des flux d'eau est normalement dirigée des terres environnantes vers le centre de la dépression. Toutes les combinaisons d'entrée et de sortie d'eau sont possibles dans les zones humides dépressionnaires. Les pertes en eau dans la zone humide dépressionnaire peuvent être liées à un drainage intermittent ou permanent vers un exutoire, à l'évapotranspiration ou à la recharge de nappes. Les fluctuations verticales sont les principales variations hydrodynamiques. Elles sont principalement saisonnières. Des dépôts tourbeux peuvent se développer dans les zones humides dépressionnaires. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques de dépression ont le plus souvent une gamme de superficie de zones contributives variable, étant donné que la zone contributive correspond à l'étendue spatiale qui alimente la dépression (Annexe III).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : aucun changement significatif. La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : site dans des courbes de niveau concentriques, l'altitude décroît vers l'intérieur des courbes. Souvent une flèche de même couleur que les courbes de niveau indique le centre de la dépression.

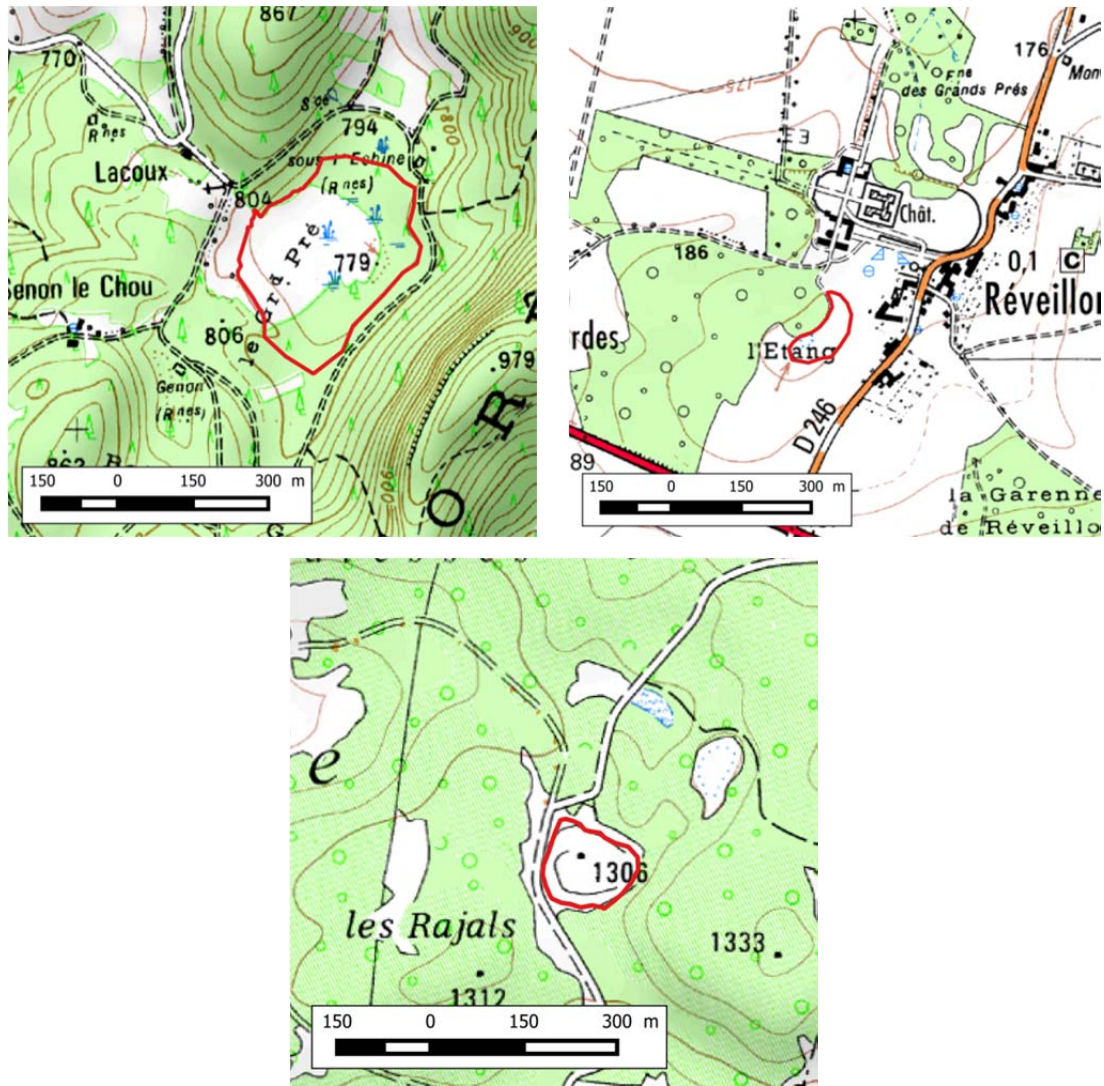


Figure 20 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique de dépression. Fond de carte : SCAN 25®.

Versant et bas-versant :

Les zones humides de versant et bas-versant sont là où les eaux souterraines sont déchargées vers la surface. Elles sont communément observées dans les secteurs dont la topographie est en pente, et dont le gradient altitudinal peut varier d'un versant de colline raide à une pente plus douce. Les zones humides de versant et bas-versant ont rarement la capacité de stockage dépressionnaire du fait de l'absence de contours fermés. Les entrées d'eau incluent principalement les flux souterrains, le ruissellement issu des terres adjacentes et enfin les apports par les précipitations. L'hydrodynamique de ces zones humides est principalement caractérisée par des flux d'eau unidirectionnels dirigés vers le bas de la pente. Les zones humides de versant et bas-versant peuvent être situées dans des paysages de plaine presque plats si la décharge d'eau souterraine est reconnue comme la principale source d'alimentation en eau. Les zones humides de versant et bas-versant perdent principalement leur eau par saturation de sub-surface, par ruissellement de surface et par évapotranspiration. Les zones humides de versant et bas-versant peuvent avoir un chenal à l'intérieur mais celui-ci ne sert qu'à évacuer l'eau hors de la zone humide de versant et bas-versant. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques de versant et bas-versant ont le plus souvent une gamme de superficie de zones contributives variable, étant donné que la zone contributive correspond à l'étendue spatiale qui alimente les sources ou toute forme d'alimentation souterraine qui parvient en surface, plus les ruissellements (Annexe III).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : la traduction littérale du système hydrogéomorphologique « *slope* » en système de « pente » générerait des confusions au cours des tests réalisés en 2014 et 2015. Elle paraissait exclure les zones humides où la pente était peu marquée et ce malgré une alimentation significative en surface par les eaux souterraines ; alors que la description de ce système hydrogéomorphologique mentionne bien qu'il inclut les reliefs presque plats, pourvu que la décharge des eaux souterraines y soit reconnue comme la principale source d'alimentation. La dénomination de ce système en « versant et bas-versant » a donc été préférée. La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : sources indiquées dans le site ou dans son environnement immédiat. Attention, information non exhaustive à vérifier sur le terrain.

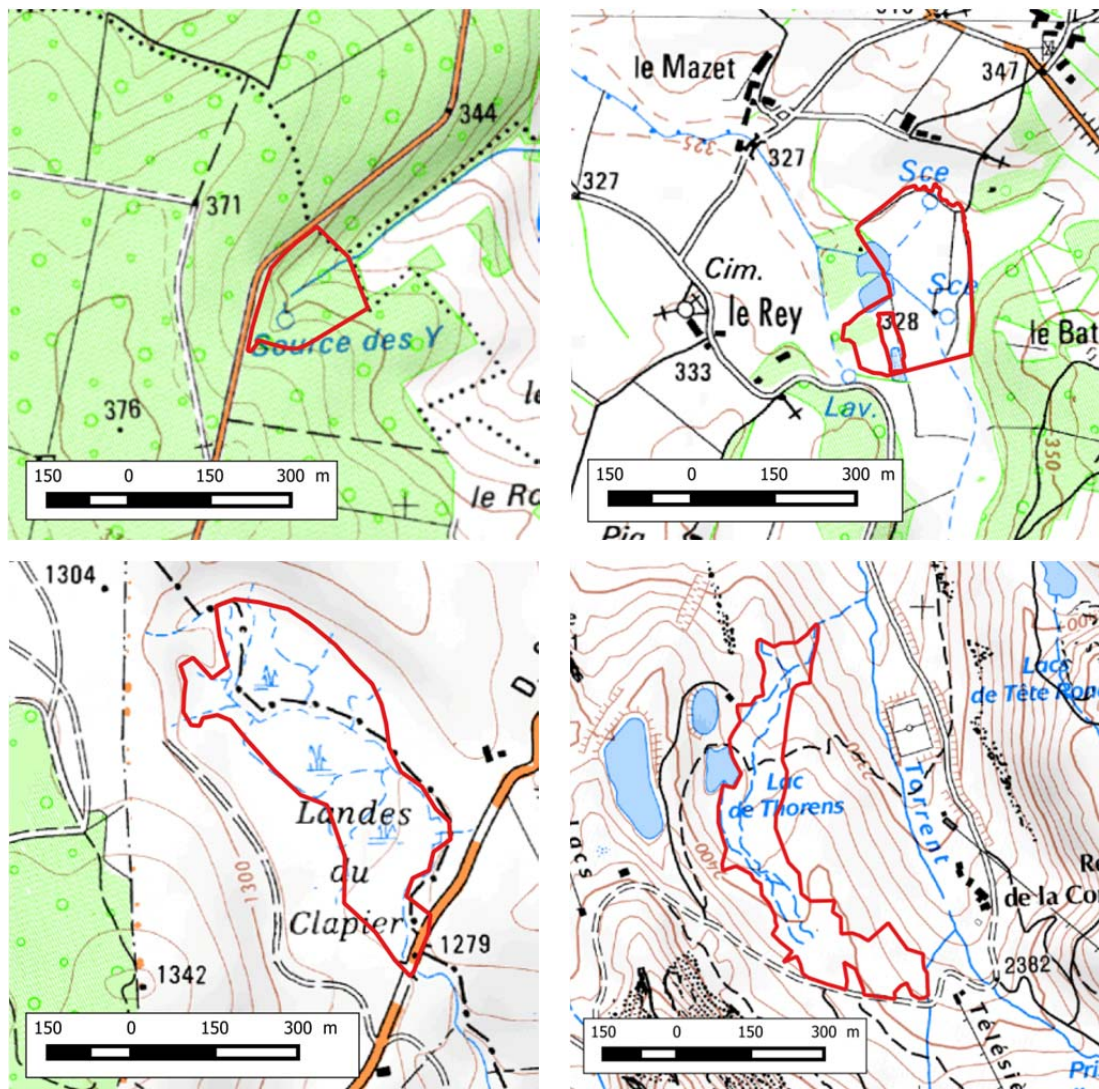


Figure 21 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique de versant et bas-versant. Fond de carte : SCAN 25®.

Dans les deux sites en haut, des sources sont indiquées sur le SCAN 25®. Dans les deux sites en bas, les sources ne sont pas indiquées sur le SCAN 25® mais elles ont été identifiées sur le terrain.

Plateau :

Les zones humides de plateau sont courantes sur les interfluves, dans le fond d'anciens lacs qui ont disparu ou sur les grandes terrasses des plaines d'inondation ou la principale source d'alimentation en eau est liée aux précipitations. Ces zones humides ne reçoivent a priori pas d'eau souterraine, ce qui les distingue des zones humides de dépression et de versant et bas-versant. Les fluctuations verticales sont les principaux flux hydrodynamiques. Elles perdent leur eau par évapotranspiration, ruissellement de surface par saturation et suintements souterrains. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques de plateau ont le plus souvent des zones contributives de petite superficie étant donné que la principale source d'alimentation en eau est constituée par les précipitations (Annexe III).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : la description de ce système hydrogéomorphologique ne tient pas compte des accumulations de matière organique qui sont à l'origine de la différence entre les systèmes « *organic soil flats* » et « *mineral soil flats* » définis par les auteurs. La distinction entre ces systèmes est faite plus tard dans le diagnostic du contexte du site, en décrivant les habitats présents dans le site (section IV.3.2). La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : par défaut de présence des informations mentionnées pour les autres systèmes hydrogéomorphologiques.

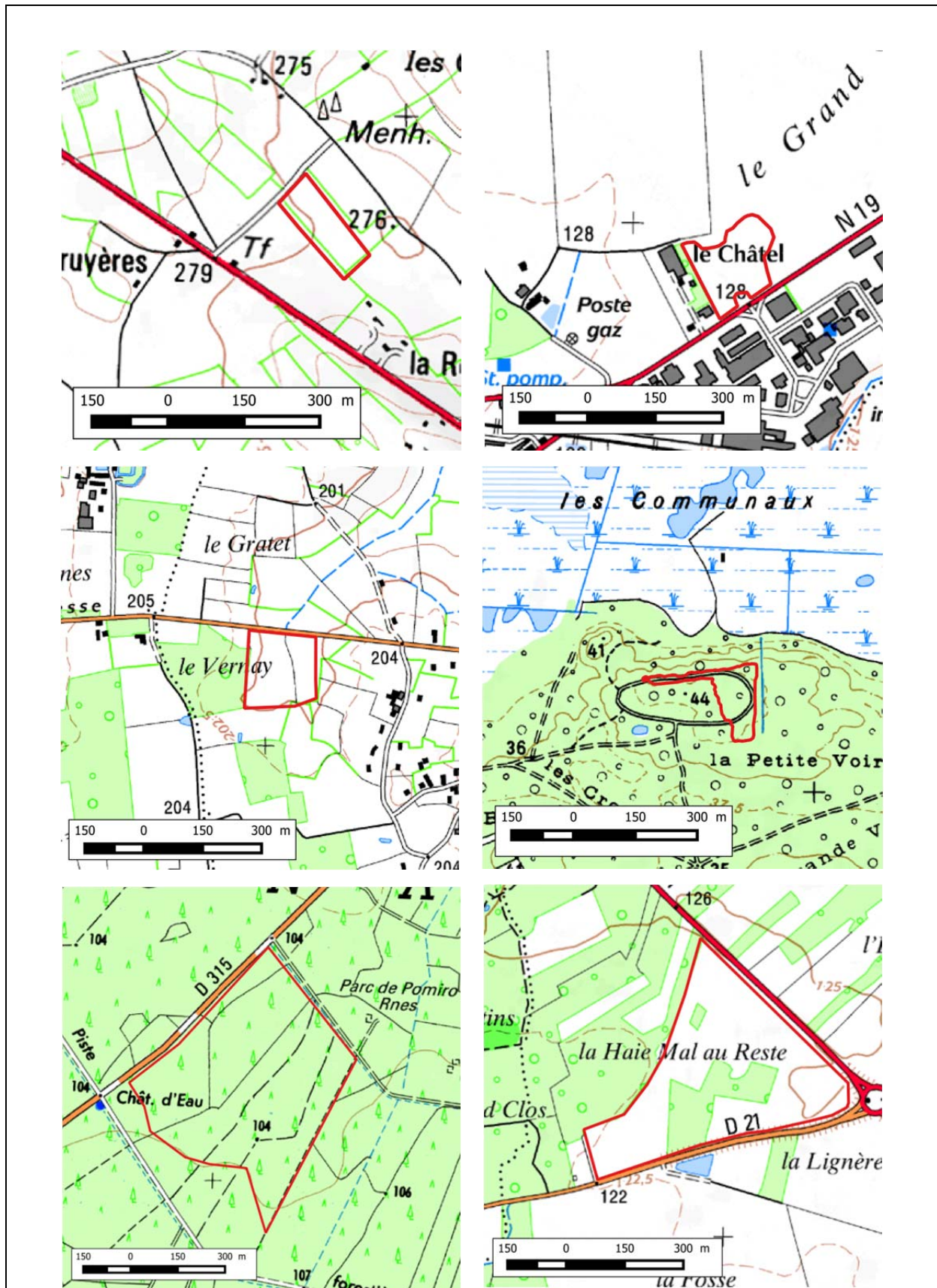


Figure 22 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique de plateau. Fond de carte : SCAN 25®.

Smith *et al.* (1995) proposent une clef de détermination pour identifier les systèmes hydrogéomorphologiques. **Suite aux tests réalisés consécutivement en 2014 et 2015¹⁷, la clef a été adaptée et modifiée afin de la rendre plus opérationnelle (Figure ci-après). En complément de cette clef très générale, il est nécessaire pour l'observateur de vérifier que le système défini par le biais de cette clef correspond bien à la description fournie dans l'Encadré 1.**

¹⁷ La révision des critères pour identifier les systèmes hydrogéomorphologiques peut expliquer des écarts entre l'attribution d'un système hydrogéomorphologique dans les rapports qui accompagnent la conception de la méthode et les critères proposées dans cette version finale.

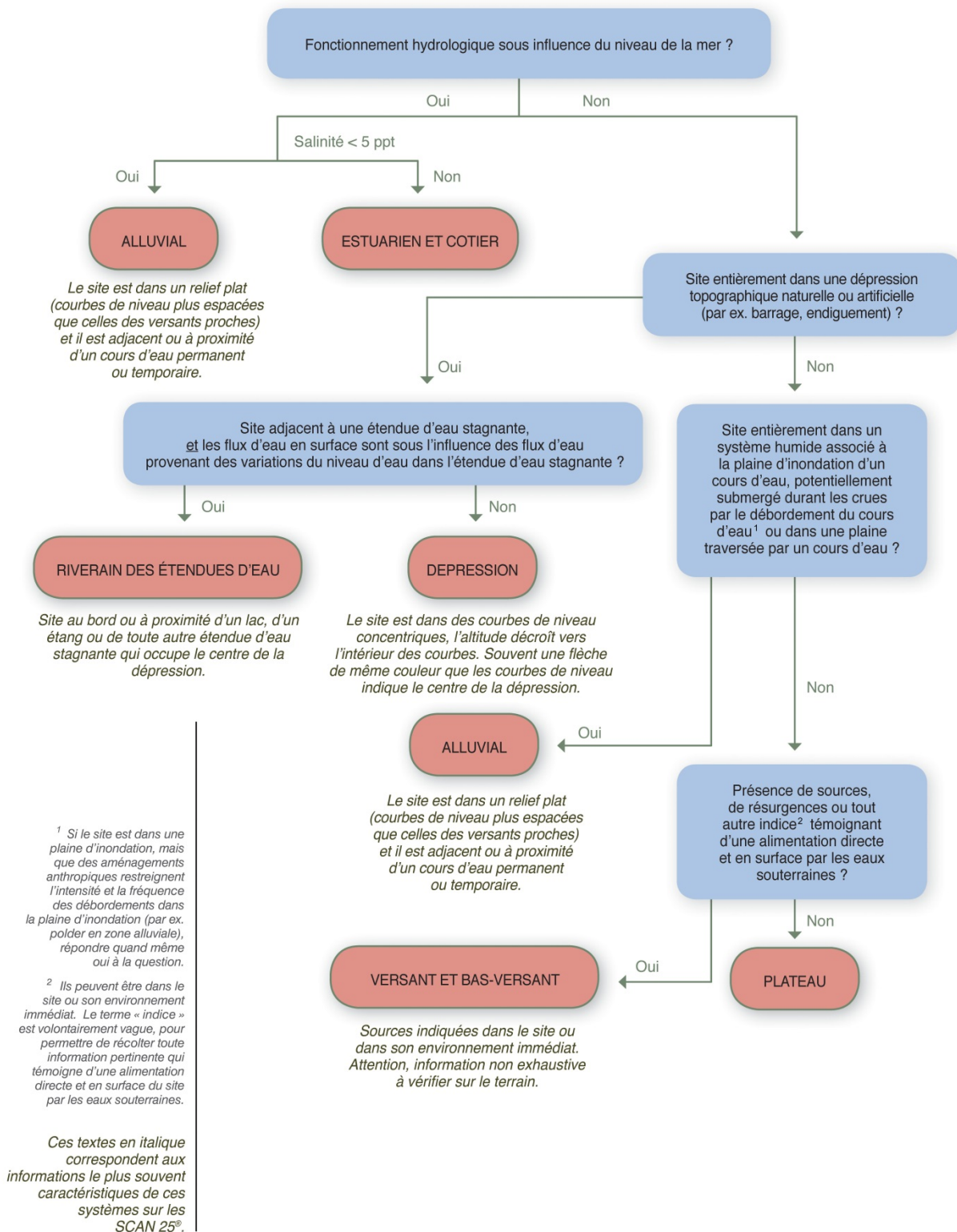


Figure 23 : Clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques (adaptée de Smith *et al.* 1995, remise en forme et complétée par Gayet *et al.* 2016).

Les systèmes hydrogéomorphologiques permettent d'identifier des sites avec une configuration géomorphologique, une source d'alimentation en eau et une hydrodynamique

similaire. Il convient tout de même de mentionner comme limite à cette classification que les zones humides ont des fonctionnements extrêmement complexes et que pour certains sites, il peut s'avérer difficile de les classer dans un système hydrogéomorphologique. Cette limite reste toutefois inhérente à tout système de classification.

En complément de l'identification des systèmes hydrogéomorphologiques, le cours d'eau et l'étendue d'eau auxquels sont respectivement associés un site dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou un site dans un système hydrogéomorphologique riverain des étendues d'eau doivent être identifiés dans le diagnostic de contexte de site.

IV.3.1.3. Précautions à prendre pour la délimitation des sites et cas exceptionnels

Les contours des sites doivent impérativement être fixés de telle sorte que le site n'appartienne qu'à un seul système hydrogéomorphologique. Il s'agit d'une précaution importante à respecter. En effet, il ne paraît pas judicieux de regrouper à l'intérieur d'un même site des fonctionnements complètement différents. Ainsi, si plusieurs systèmes hydrogéomorphologiques sont contigus dans un site, il y a lieu d'identifier autant de sites qu'il y a de systèmes hydrogéomorphologiques disjoints (Figure ci-après). Chaque unité spatiale disjointe qui correspond à un système hydrogéomorphologique devient alors un site à part entière.

Exceptionnellement, plusieurs systèmes hydrogéomorphologiques peuvent être présents dans une même unité spatiale, sans qu'il soit possible de dissocier un site par système. Le site appartient alors à plusieurs systèmes hydrogéomorphologiques (système mixte). **La description des systèmes hydrogéomorphologiques (Encadré ci-avant) donne des indications sur quelques systèmes mixtes possibles.** C'est par exemple le cas pour les sites qui sont à la fois dans la zone de submersion d'un lac et d'un cours d'eau (par ex. zone de confluence d'une rivière avec un lac). Dans ce cas, le site appartient aux systèmes hydrogéomorphologiques alluvial-riverain des étendues d'eau (Figure ci-après). Il convient de noter que toutes les combinaisons de systèmes hydrogéomorphologiques mixtes ne sont pas possibles. Il paraît par exemple invraisemblable de rencontrer un système mixte de plateau et alluvial.

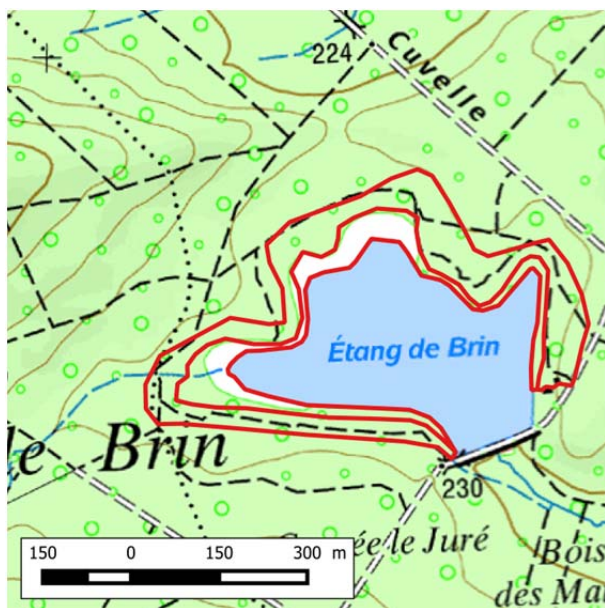


Figure 24 : Exemple de sites contigus (polygones au contour rouge sans trame de fond). Au départ, ces deux sites constituaient un seul site.

Les prospections de terrain ont permis d'identifier deux systèmes hydrogéomorphologiques contigus, ce qui a induit l'identification de deux sites contigus. Le site qui ceinture immédiatement l'étang est dans un système hydrogéomorphologique riverain des étendues d'eau. Il est influencé par le flux d'eau en surface provenant des variations de niveau d'eau de l'étang. Le second site est dans un système hydrogéomorphologique de plateau, puisqu'il n'est pas soumis au flux d'eau en surface provenant des variations de niveau d'eau de l'étang.



Figure 25 : Exemple de site (polygone au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique mixte (alluvial-riverain des étendues d'eau ; ici à l'embouchure de la Dranse au niveau du lac Léman).

IV.3.2. Les habitats

En identifiant les habitats dans le site, il est considéré que les communautés végétales intègrent d'autres paramètres biotiques et abiotiques dans le site et qu'elles traduisent la réalisation des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et d'accomplissement du cycle biologique des espèces dans leur ensemble.

Il s'agit ici de décrire les habitats présents dans le site au sens de la nomenclature EUNIS (source : Davies *et al.* 2004) en estimant la proportion du site occupée par chaque habitat. Le support utilisé pour identifier les habitats dans le site est principalement la BD ORTHO® la plus récente disponible, complété ensuite par des vérifications et corrections sur le terrain. Etant donné que des enjeux différents peuvent être appréhendés sur un site selon la surface minimale cartographiable choisie (Annexe X) et que cela affecte la description de l'hétérogénéité spatiale (voir Wiens 1989), l'observateur devra choisir une surface minimale cartographiable pour détecter la présence d'un habitat cohérente avec la superficie du site : 15 625 m², 2 500 m², 625 m² ou 156 m². A titre d'information, durant les tests réalisés sur les prototypes de méthode en 2015, les observateurs ont majoritairement utilisé comme surface minimale cartographiable de 2 500 m². En raison des

avantages et inconvénients associés à ce seuil (Annexe X) et des impératifs à respecter pour la conception de la méthode (section 1.6), il est préconisé d'utiliser cette surface minimale cartographiable. Mais il reste possible d'utiliser un des trois autres seuils durant l'application de la méthode. **La surface minimale cartographiable choisie doit être la même sur le site impacté et le site de compensation.**

Bien que la nomenclature CORINE biotopes de Bissardon *et al.* (2003) et le prodrome des végétations de France de Bardat *et al.* (2004) aient une portée réglementaire pour désigner les habitats dits humides (voir arrêté du 24 juin 2008) et soient éventuellement utilisés dans les dossiers police de l'eau, l'utilisation de la nomenclature EUNIS est préférée dans cette méthode. En effet, la nomenclature EUNIS remplace CORINE Biotopes au niveau européen et s'avère plus pratique et accessible pour un public non spécialiste. Elle contient des clefs de détermination pratiques pour identifier les habitats EUNIS niveaux 1, 2 et 3 qui sont dans l'immense majorité des cas très accessibles à un public non spécialiste. Dans cette nomenclature, les habitats EUNIS niveau 1 sont les groupements d'habitats les moins précis et les habitats EUNIS niveaux 2, 3... sont des groupements d'habitats de plus en plus détaillés. **La dénomination des habitats au-delà du niveau EUNIS niveau 3 (c'est-à-dire au niveau 4, 5...) semble requérir souvent l'expertise d'un spécialiste (pas de clefs de détermination et critères botaniques plus complexes). Par conséquent, l'observateur décrira les habitats au niveau EUNIS niveau 3 (Annexe XI pour connaître la liste des habitats). Parfois, l'identification des habitats EUNIS niveau 3 peut être complexe, mais ces cas sont relativement rares.** Ainsi, même s'il n'y a pas de description des habitats dans le dossier police de l'eau, l'observateur peut sans difficulté majeure déterminer les habitats EUNIS niveau 3 présents dans le site. A noter que dans le cadre d'un dossier police de l'eau, les cartographies des habitats avec la nomenclature CORINE biotopes peuvent être utilisées pour décrire les habitats EUNIS puisqu'une correspondance réciproque entre ces nomenclatures est disponible sur le site de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel du Muséum National d'Histoire Naturel¹⁸.

Dans le cadre de ce projet, les clefs EUNIS niveau 1 et 2 ont été remises en forme sur la base de la traduction faite par Louvel *et al.* (2013a) de Davies *et al.* (2004) pour améliorer leur praticité sur le terrain. Les clefs EUNIS niveau 3 ont été traduites et remises en forme à partir de la source originale : Davies *et al.* (2004). A noter que les habitats EUNIS « A Habitats marins » et « B Habitats côtiers » ne sont pas inclus dans la méthode, puisque la méthode ne porte que sur les milieux continentaux. Les habitats « X Complexes d'habitats » ne sont pas pris en compte en tant que tels dans la méthode (ils regroupent des habitats extrêmement variés, ne disposent pas de clef de détermination et semblent peu pertinents pour l'évaluation d'un site). De plus, la nécessité de dénommer des habitats comme des « X Complexes d'habitats » n'a pas été ressentie par les observateurs durant les tests des prototypes de 2014 et 2015.

Vérifier que les habitats sur le site impacté avant impact et sur le site de compensation après action écologique sont similaires dans le diagnostic du contexte, constitue une garantie que la comparaison des fonctions se fait globalement sur des écosystèmes aux propriétés similaires et où les fonctions sont effectivement comparables. Cette vérification est laissée à l'appréciation des parties prenantes intervenant dans le cadre de l'instruction de dossiers police de l'eau. Ces derniers veilleront à éviter l'apparition de déséquilibres flagrants. Il sera également nécessaire de

¹⁸ <http://inpn.mnhn.fr>

veiller à ce que les règles appliquées aux deux sites pour la description des habitats soient communes (mêmes surfaces minimales cartographiables).

La capacité de retrouver sur un site de compensation, les habitats perdus sur le site impacté varie fortement selon les types d'habitats impactés. Il existe donc des habitats pour lesquels il est peu vraisemblable que des actions écologiques permettent de restaurer les habitats impactés (par ex. écosystèmes tourbeux) ou sur le très long terme. Dans de tels cas, le diagnostic de contexte soulignera que les habitats sur le site avant impact et sur le site de compensation après action écologique ne correspondent pas. Le projet pourra dès lors être refusé par l'autorité administrative lorsque les dégradations identifiées apparaissent comme difficilement compensables (voir lignes directrices dans CGDD et DEB 2013).

Une exception notable à cette règle de similarité des habitats détruits vs. compensés pour appliquer la méthode et comparer leurs fonctions, concerne les habitats avec une forte empreinte anthropique. Ces habitats sont principalement, mais pas seulement, certains habitats appartenant aux habitats « I Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés » et « J Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels ». En effet, certains de ces habitats sont considérés en général comme des habitats où les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et d'accomplissement du cycle biologique des espèces sont le plus souvent extrêmement réduites (Mitsch et Gosselink 2007).

V. Diagnostic fonctionnel du site

Le diagnostic fonctionnel du site permet d'évaluer sa prédisposition probable à réaliser 10 sous-fonctions au regard des éléments relevés sur le site et dans son environnement. Il fournit les éléments de réponse à la principale question sur laquelle repose la méthode, à savoir l'identification d'une équivalence fonctionnelle vraisemblable à l'issue de la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser ».

Les informations relevées dans le diagnostic fonctionnel correspondent bien à des principes régissant la compensation écologique à l'échelle nationale (Annexe IX), qui recommandent de veiller à :

- **L'équivalence** : la mesure de compensation doit « être dimensionnée selon l'ampleur du projet et l'intensité des impacts négatifs résiduels significatifs » ;
- **L'efficacité** : les mesures de compensations « doivent pouvoir être suivies dans le temps et complétées si besoin au fil du temps » ;
- **L'additionnalité écologique** : « une mesure de compensation doit engendrer un « gain » écologique au moins équivalent aux « pertes » réalisées ».

V.1. Les indicateurs

V.1.1. Définition

V.1.1.1. Le paramètre

Un paramètre est une propriété du milieu qui contribue à en apprécier les caractéristiques et/ou la qualité et/ou l'aptitude à des fonctions. Le paramètre se décline en deux types : quantitatif et qualitatif. Il peut être physique, chimique, environnemental, microbiologique et hydrobiologique. Le paramètre est mesurable dans ou en dehors du site, reflétant le caractère distinctif d'une ou plusieurs sous-fonctions. La variation de grandeur d'un paramètre le long d'un axe de mesure traduit le niveau de réalisation probable d'une sous-fonction. Cette définition est proche de celle de Bartoldus (1994) à savoir, une caractéristique physique, chimique ou biologique de la zone humide ou du paysage qui influence de manière déterminante la capacité d'une zone humide à réaliser une fonction. Elle est également proche de la définition des variables de contrôle utilisées par Maltby (2009) ou de la définition des prédicteurs utilisés dans la « *Wetlands Evaluation Technique* » d'Adamus *et al.* (1991). Dans certains cas, il est possible que l'ordre de grandeur d'un paramètre soit corrélé positivement à une sous-fonction alors qu'il est négativement corrélé à l'intensité d'une autre sous-fonction.

En raison des impératifs imposés pour concevoir la méthode (voir section I.6), les principales conditions pratiques à remplir pour qu'un paramètre soit inclus dans la méthode sont listées ci-dessous :

- **L'observateur n'a pas besoin de connaissance préalable sur le site pour relever le paramètre.** Par exemple, l'estimation de la fréquence moyenne des inondations sur le site (par ex. annuelle, tous les 2 ans, tous les 10 ans) nécessiterait que l'observateur connaisse le site ou qu'il dispose d'un document qui renseigne cette information à l'échelle nationale. Ce type d'information ne peut donc pas être exploité dans la méthode.

- **Aucun recours systématique au propriétaire ou au gestionnaire du site ne doit être nécessaire pour renseigner un paramètre.** Par exemple, renseigner les amendements annuels, la date de fauche sur un site nécessite de contacter les usagers du site. Ce type d'information ne peut donc pas être exploité dans la méthode.
- **Une appréciation éminemment subjective de la part de l'observateur pour renseigner un paramètre ne doit pas être requise.** Par exemple, apprécier le modelé topographique d'un site fait appel à jugement où la part de subjectivité est importante. Ce type d'information ne peut donc pas être exploité dans la méthode.
- **Des équipements lourds, des mesures chronophages ou trop onéreuses ne doivent pas être requis pour renseigner un paramètre (par ex. mesure de la pente).**
- **Il doit être possible d'entrevoir une plus-value sur un site durant des actions écologiques.** Par exemple, l'altitude d'un site et les conditions thermiques qui en dépendent ont des effets sur la dénitrification des nitrates ou la séquestration du carbone. Cependant, il n'est pas possible d'affecter ce paramètre durant des actions écologiques. Ce type d'information ne peut donc pas être exploité dans la méthode.
- **Un paramètre doit être discriminant entre des sites dans un contexte similaire (section IV).** Par exemple, les pressions anthropiques dans la zone contributive de sites alluviaux appartenant à une même masse d'eau « cours d'eau » et associé à un cours d'eau avec un rang de Strahler élevé sont vraisemblablement peu discriminantes entre des sites. Les paramètres décrivant les pressions anthropiques dans la zone contributive de tels sites ne peuvent donc pas être pris en compte.

Le paramètre constitue l'information de base sur laquelle repose un indicateur.

V.1.1.2. L'indicateur

Le terme indicateur est souvent employé à l'interface entre la recherche et les domaines techniques mais doit être défini pour éviter toute confusion (Heink et Kowarik 2010). Selon Nielsen et Jørgensen (2013), un indicateur peut être utilisé quand une information spatio-temporelle isolée existe, signifiant des changements observables dans des systèmes, sans pour autant indiquer la cause directionnelle associée. Par exemple, si les types d'habitats changent à l'intérieur d'un site, un indicateur pourra l'indiquer ; mais il n'indiquera pas la cause de ce changement (changement de pratiques agricoles dans le site, inondations plus fréquentes, invasion biologique...). Indirectement, les variations observées sur la valeur des indicateurs permettent d'identifier si les changements dans le système s'opèrent. Dans leur revue, Heink et Kowarik (2010) proposent la définition de l'OECD (2003 dans Heink et Kowarik 2010) pour les indicateurs en écologie et en planification environnementale. **Selon cette définition, qui est celle adoptée pour la méthode, un indicateur est « une composante ou une mesure de phénomènes environnementaux pertinents utilisés pour décrire ou évaluer les conditions environnementales, les changements ou pour atteindre des objectifs environnementaux. Les phénomènes environnementaux pertinents sont des pressions, des états ou des réponses ».** A noter que cette définition peut différer de celle utilisée dans d'autres méthodes comme dans l'approche hydrogéomorphologique de Smith *et al.* (1995).

Dans cette méthode, chaque indicateur est :

- **simple** (un indicateur = un seul paramètre), par opposition à des indicateurs composites qui résultent de la combinaison de plusieurs paramètres (voir Girardin *et al.* 1999 dans

Bockstaller et Girardin 2003). Les indicateurs simples sont préférés dans cette méthode car leur interprétation est plus facile.

- **descriptif et normatif** (au sens d'Heink et Kowarik 2010). Il permet d'identifier les changements environnementaux (descriptif). Il permet également de vérifier si les objectifs visés en termes d'équivalence fonctionnelle sont bel et bien atteints à l'issue des actions écologiques mises en œuvre dans le cadre de la compensation (normatif).

Un récapitulatif est proposé ci-après pour synthétiser et illustrer à partir de quelques exemples la relation entre les zones prises en compte pour l'évaluation, les sous-fonctions, les paramètres et les indicateurs (Tableau et Figure ci-après).

Tableau 3 : Récapitulatif sur la définition de sous-fonction, de paramètre et d'indicateur (issu de Gayet *et al.* 2016).

	Sous-fonction	Paramètre	Indicateur
<i>En bref</i>	Le phénomène physique, biogéochimique et/ou biologique à l'œuvre.	Le critère mesurable qui révèle le phénomène.	La valeur de la mesure sur le paramètre en question.
<i>Définition</i>	Enchaînements ordonnés de phénomènes physiques, biogéochimiques et/ou biologiques, se déroulant dans ou en dehors du site ; et qui aboutissent à des faits constatables dans le site.	Tout critère mesurable dans et en dehors du site, reflétant le caractère distinctif d'un ou plusieurs fonctions et dont la variation de grandeur le long d'un axe de mesure traduit leur réalisation probable dans le site.	Composante ou mesure de phénomènes environnementaux pertinents utilisés pour décrire ou évaluer les conditions environnementales, les changements ou pour atteindre des objectifs environnementaux.

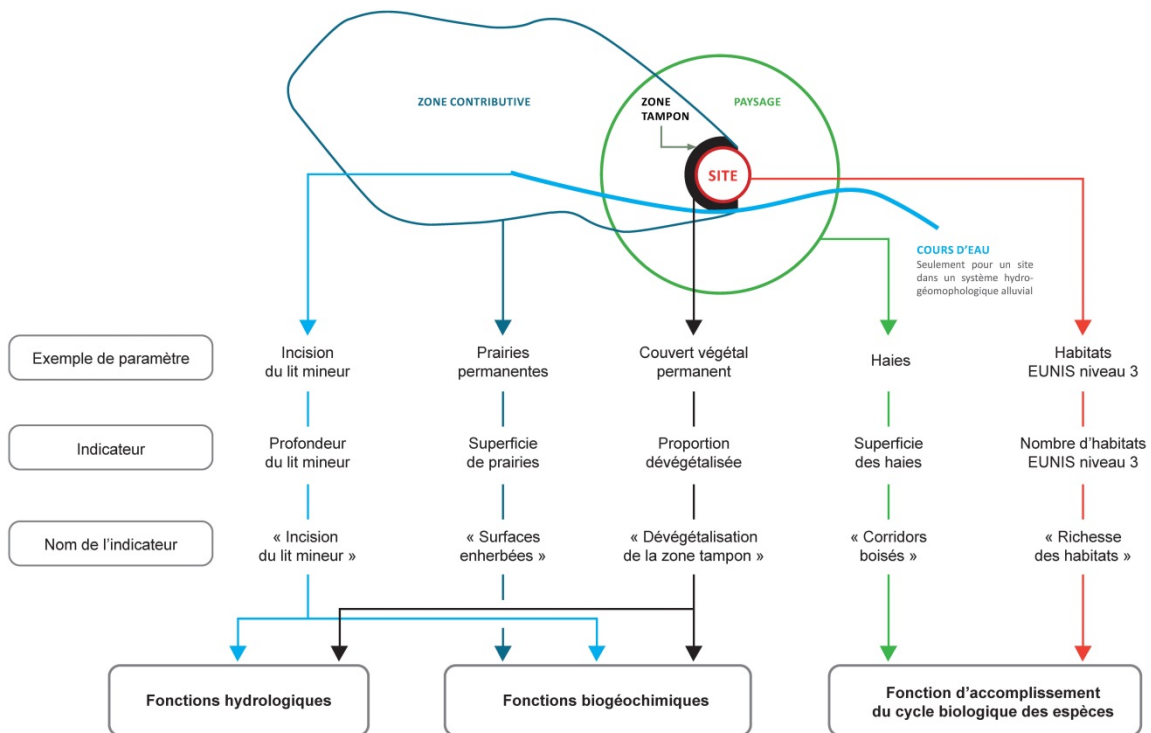


Figure 26 : Exemples de paramètres et d'indicateurs mesurés selon les zones et renseignant les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et d'accomplissement du cycle biologique des espèces (issue de Gayet *et al.* 2016).

V.1.2. Les deux types d'indicateurs

V.1.2.1. Indicateurs dans le site et notions de capacité fonctionnelle relative et absolue

L'intensité probable d'une sous-fonction dans un site indépendamment de sa superficie est appelée « capacité fonctionnelle relative » du site (CAP_{REL}). Cette CAP_{REL} est évaluée grâce aux indicateurs associés à cette sous-fonction. La valeur de chaque indicateur qui renseigne la CAP_{REL} est comprise entre [0 - 1]. La valeur de 0 signifie que le paramètre associé à l'indicateur est inexistant (capacité fonctionnelle absente, intensité de la sous-fonction nulle au regard de l'indicateur) et la valeur de 1 signifie que le paramètre est à un niveau maximal (capacité fonctionnelle maximale, intensité de la sous-fonction maximale au regard de l'indicateur). Plus la valeur de l'indicateur tend vers 1, plus le paramètre est élevé (capacité croissante). **Ainsi, plus un indicateur mesuré dans le site a une valeur élevée, plus l'intensité relative de la sous-fonction associée est vraisemblablement importante dans le site.**

La réalisation des sous-fonctions dépend souvent de la superficie sur laquelle elles sont réalisées. Elle croît généralement avec la superficie que ce soit pour les fonctions hydrologiques (par ex. flux hydriques en général (Forman et Godron 1981), écrêtement des crues (Agence de l'eau RM & C 2007)), les fonctions biogéochimiques (par ex. flux de nutriments (Forman et Godron 1981), dépendance de la rétention des nutriments selon la superficie de la zone humide comparativement à sa zone contributive (Woltemade 2000) qui peut aussi être influencée par la longueur d'interface de la zone tampon qui intercepte les flux entrants, (Fustec et Lefeuvre 2000)) ou encore les fonctions d'accomplissement du cycle biologique des espèces (par ex. productivité (Forman et Godron 1981), taux d'extinction (Forman 1995), risque d'invasion biologique (Hilty *et al.* 2006), richesse spécifique (Peintinger *et al.* 2003, Houlihan *et al.* 2006), morphologie (Hooftman *et al.* 2003), structure des communautés (Celada et Bogliani 1993) ; voir aussi (Oertli *et al.* 2002) pour une discussion sur les effets contrastés de la superficie). **L'intensité probable d'une sous-fonction dans un site en tenant compte de la CAP_{REL} et de la superficie du site est appelée « capacité fonctionnelle absolue » du site (CAP_{ABS}). La CAP_{ABS} d'un site est évaluée grâce aux indicateurs associés à la sous-fonction. La valeur de chaque indicateur qui renseigne la CAP_{ABS} est comprise entre [0 - $+\infty$] et elle est calculée ainsi :**

$$CAP_{ABS} \text{ dans le site selon l'indicateur A} = CAP_{REL} \text{ dans le site selon l'indicateur A} \times \text{Superficie du site en ha}$$

Exceptionnellement, la CAP_{ABS} d'un site peut être évaluée avec un indicateur qui ne se rapporte pas à la superficie du site. Ces cas sont rares. C'est notamment le cas de l'indicateur en rapport avec la longueur de berges végétalisées sur un site dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Dans ce cas, la CAP_{ABS} au vu de cet indicateur est évaluée ainsi :

$$CAP_{ABS} \text{ dans le site selon l'indicateur B} = CAP_{REL} \text{ dans le site selon l'indicateur B} \times \text{Longueur de berges mesurée sur le site en km}$$

Plus un indicateur mesuré dans le site a une valeur élevée et plus la superficie du site est importante, plus l'intensité absolue de la sous-fonction associée est vraisemblablement importante dans le site au regard de cet indicateur.

Notez que lorsque l'incidence d'un aménagement sur un site est telle qu'il perd totalement son caractère de zone humide (au sens défini dans cette méthode, la superficie du site est alors de 0 ha), alors la valeur de tous les indicateurs est de 0.

V.1.2.2. Indicateurs dans l'environnement du site et notions d'opportunité fonctionnelle relative et absolue

Selon les caractéristiques de l'environnement du site (zone contributive, zone tampon, paysage et éventuellement cours d'eau associé) le site aura une opportunité plus ou moins importante d'accomplir certaines sous-fonctions. Cette notion d'opportunité est proche de celle employée par Adamus *et al.* (1991) dans la « *Wetlands Evaluation Technique* ». L'opportunité est évaluée grâce aux indicateurs mesurés dans l'environnement du site. Chaque indicateur mesuré dans l'environnement du site est associé à une opportunité pour le site d'accomplir une ou plusieurs sous-fonctions. Par exemple, si un site a une zone contributive occupée par de grandes surfaces de champs cultivés intensivement, l'opportunité de dénitrifier les nitrates sera très forte. Il est possible de mesurer l'opportunité fonctionnelle relative (OPP_{REL}) lorsque la valeur de l'indicateur est indépendante de la superficie où il a été mesuré. La valeur de chaque indicateur qui renseigne l'OPP_{REL} est donc comprise entre [0 - 1].

L'opportunité fonctionnelle absolue pour le site (OPP_{ABS}) tient compte de l'OPP_{REL} et de l'étendue spatiale où l'indicateur a été mesuré (superficie de la zone contributive, de la zone tampon et du paysage). Il n'y a pas d'indicateur qui permette de mesurer une OPP_{ABS} sur le cours d'eau puisqu'une superficie ne peut pas être mesurée avec cette méthode. L'OPP_{ABS} est comprise entre [0 - +∞] et elle est calculée ainsi :

$$\text{OPP}_{\text{ABS}} \text{ pour le site selon l'indicateur C mesuré dans la zone contributive} = \text{OPP}_{\text{REL}} \text{ pour le site selon l'indicateur C} \times \text{Superficie de la zone contributive en ha}$$

$$\text{OPP}_{\text{ABS}} \text{ pour le site selon l'indicateur D mesuré dans le paysage} = \text{OPP}_{\text{REL}} \text{ pour le site selon l'indicateur D} \times \text{Superficie du paysage en ha}$$

$$\text{OPP}_{\text{ABS}} \text{ pour le site selon l'indicateur E mesuré dans la zone tampon} = \text{OPP}_{\text{REL}} \text{ pour le site selon l'indicateur E} \times \text{Superficie de la zone tampon en ha}$$

Plus un indicateur mesuré dans l'environnement du site a une valeur élevée et plus la superficie de la zone à laquelle il est associé sont importantes, plus l'intensité absolue de la sous-fonction associée aura l'opportunité de s'exprimer dans le site au regard de cet indicateur.

V.1.3. Procédure adoptée pour concevoir un indicateur

La conception d'un indicateur repose sur des étapes successives (Figure ci-après) qui sont présentées dans le détail dans les sections suivantes.

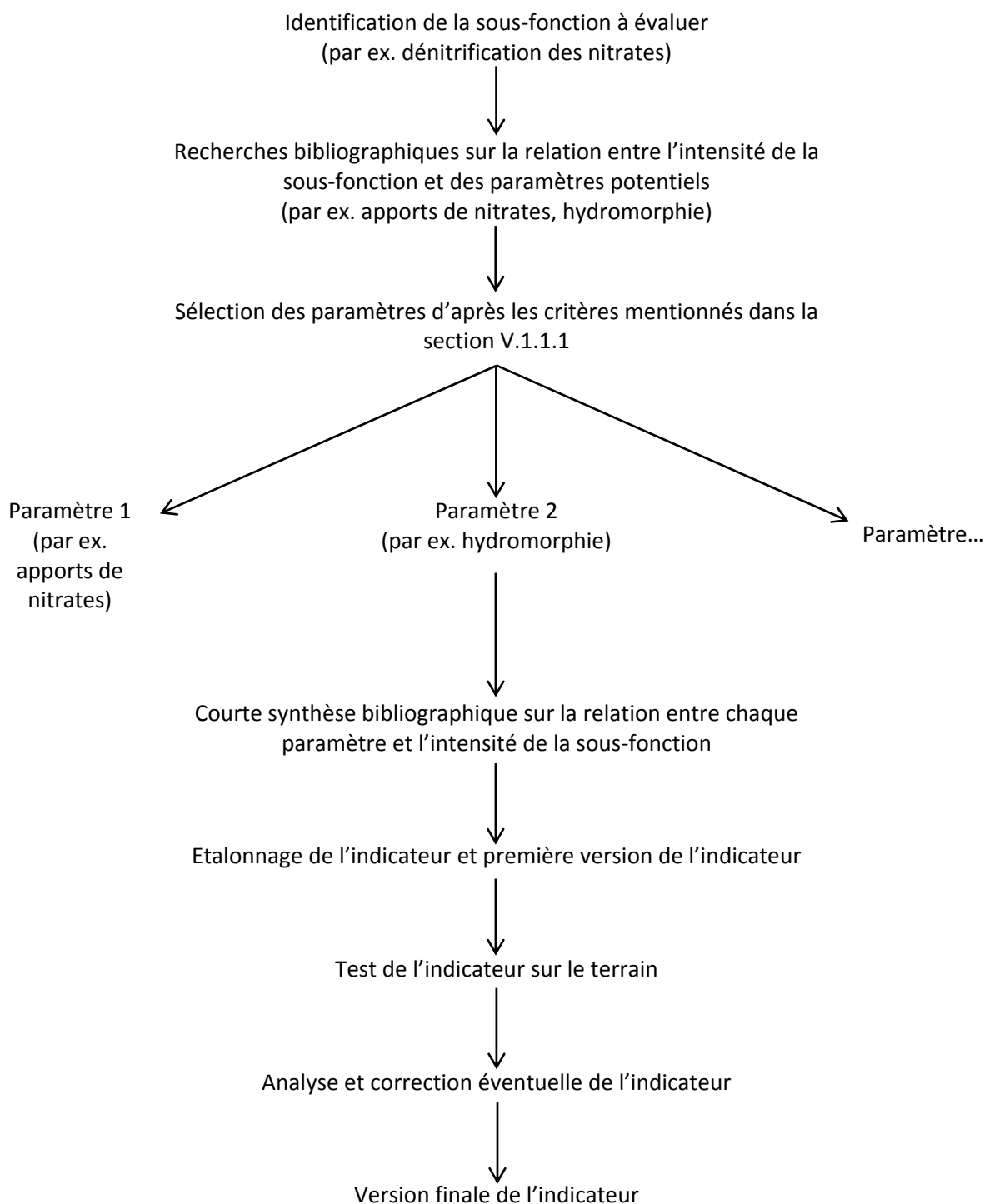


Figure 27 : Principales étapes pour concevoir un indicateur.

V.1.3.1. L'identification de la sous-fonction à évaluer

La première étape consiste à identifier la sous-fonction d'intérêt. Les facteurs qui influencent l'identification de telle ou telle sous-fonction dépendent vraisemblablement du contexte écologique, politique et social dans lequel l'évaluation des fonctions est réalisée (voir section I.5.2).

V.1.3.2. La bibliographie et la sélection des paramètres

Des recherches bibliographiques principalement dans des revues à comité de lecture permettent d'identifier la relation entre l'intensité de la sous-fonction et des paramètres potentiels. L'avis d'expert peut également compléter l'identification des paramètres qu'il est pertinent d'inclure. Parmi ces paramètres, ceux retenus doivent remplir les critères listés dans la section V.1.1.1.

Une courte synthèse bibliographique est ensuite rédigée par paramètre : définition du paramètre, description de sa relation générale avec l'intensité de la sous-fonction et identification des limites de cette relation. Un indicateur peut éventuellement renseigner l'intensité de plusieurs sous-fonctions si des recherches bibliographiques le justifient.

Pour valider les indicateurs durant leur conception, Bockstaller et Girardin (2003) avancent que bien que l'utilité de cette validation soit reconnue, les procédures associées n'existent pas. Dans cette méthode, la synthèse bibliographique des publications dans des revues à comité de lecture permet d'identifier la corrélation entre l'intensité de la sous-fonction et le paramètre dans les zones humides. Elle permet de vérifier qu'un faisceau de connaissances scientifiques convergent pour affirmer que le paramètre témoigne bien en général de l'intensité de la sous-fonction. Cette synthèse bibliographique n'est donc évidemment pas un état de l'art dans un domaine. C'est simplement un état des lieux succinct des connaissances scientifiques qui permet de justifier l'emploi d'un paramètre pour identifier l'intensité d'une sous-fonction par l'intermédiaire d'un indicateur.

V.1.3.3. Etalonnage de l'indicateur et première version de l'indicateur

Des valeurs sont octroyées à l'indicateur de telle sorte que lorsque la valeur est de 0 la sous-fonction est inexistante au regard de ce seul indicateur et du paramètre associé. Quand la valeur de l'indicateur croît (jusqu'à une valeur maximale de 1), l'intensité de la sous-fonction est de plus en plus importante au regard de ce seul indicateur et du paramètre associé. Plusieurs cas sont possibles pour étalonner un indicateur (Figure ci-après).

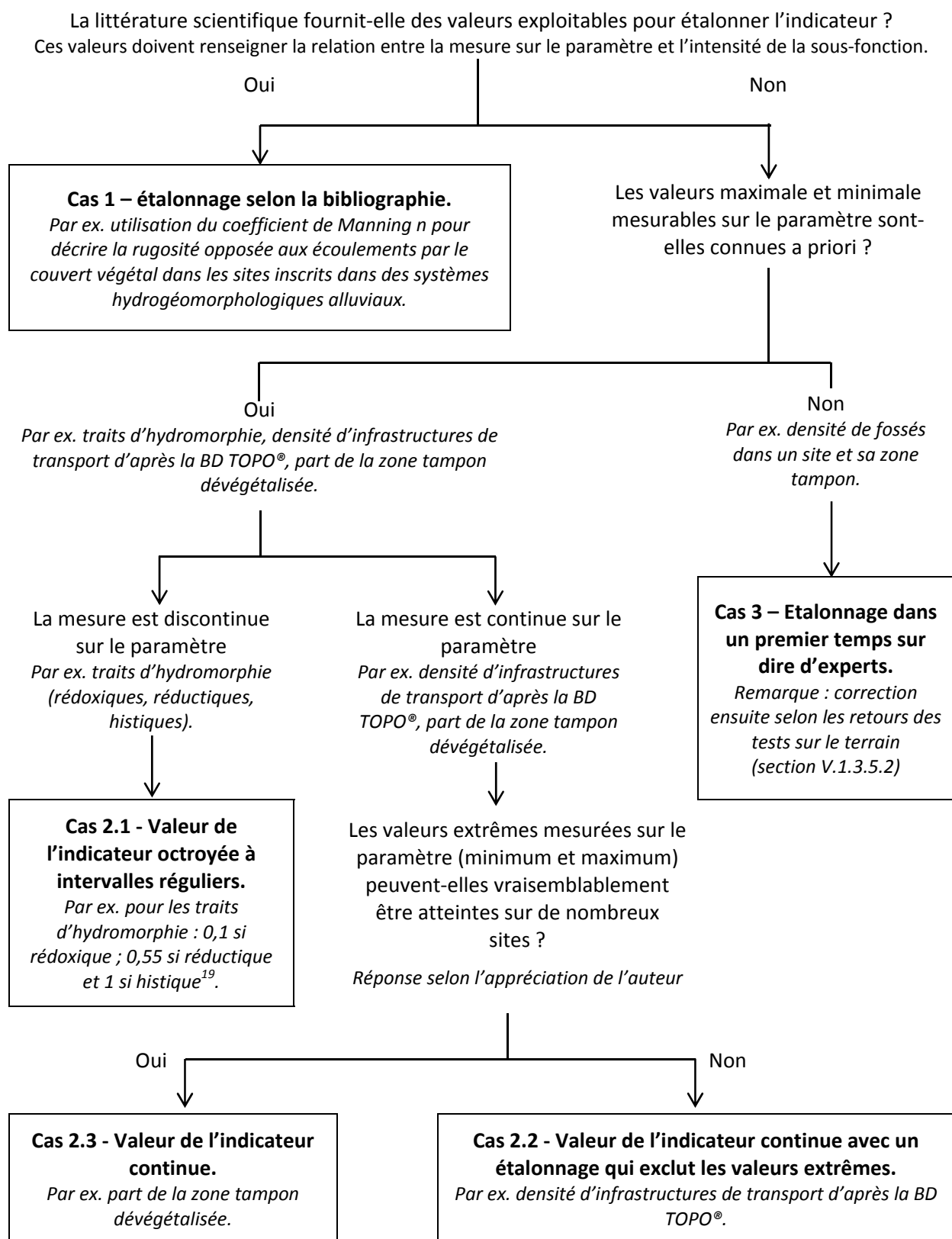


Figure 28 : Règles générales pour l'étalonnage des indicateurs.

Des écarts à ces règles générales d'étalonnage sont possibles, ils doivent alors être mentionnés.

¹⁹ La valeur de 0 n'est pas octroyée. Elle signifierait l'absence de fonction vu l'indicateur.

Pour étalonner un indicateur plusieurs cas sont possibles :

- **Cas 1 ou cas idéal – La littérature scientifique fournit des valeurs exploitables pour étalonner l’indicateur.** C’est par exemple le cas du coefficient de Manning n pour décrire la rugosité opposée aux écoulements par le couvert végétal dans les sites inscrits dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux. Dans ce cas, l’indicateur est étalonné de telle sorte que la variation de sa valeur suit la même loi de variation que celle proposée dans la littérature scientifique. Il s’agit du cas idéal, mais qui est peu rencontré puisque la bibliographie scientifique fournit rarement des gammes de valeur valables dans des contextes suffisamment variés pour être utilisées.
- **Cas 2 – La littérature scientifique ne fournit pas des valeurs exploitables pour étalonner l’indicateur mais la valeur maximale et minimale mesurable sur le paramètre est connue a priori :**
 - **Cas 2.1 – Si la mesure sur le paramètre est discontinue (par ex. classe), la valeur de l’indicateur sera discontinue avec des valeurs octroyées à intervalles réguliers. La valeur de 0 n’est pas attribuée si l’absence du paramètre n’atteste pas l’absence de la fonction. Dans ce cas la valeur minimale est de 0,1.**

Par ex. les traits d’hydromorphie présents dans le sol peuvent être histiques, réductiques et rédoxiques. La valeur de l’indicateur sera de 1 pour les sondages pédologiques avec des traits histiques, de 0,55 pour les sondages pédologiques avec des traits réductiques et de 0,1 pour les sondages pédologiques avec des traits rédoxiques. Par exemple, la valeur de 0 n’est pas attribuée car l’absence de traits d’hydromorphie ne signifie pas l’absence d’engorgement (par ex. dans les fluviosols). Cette valeur est modulée dans le site selon la proportion du site où chacun des traits d’hydromorphie est observable.
 - **Cas 2.2 – Si la mesure du paramètre est continue, qu’elle est mesurée sur un référentiel et qu’il y a lieu d’étalonner l’indicateur en excluant les valeurs extrêmes.** La mesure la plus élevée et la plus faible sur le paramètre sont peu vraisemblables sur de nombreux sites. La valeur de l’indicateur variera de manière continue et monotone. Les mesures extrêmement hautes ou basses sur le paramètre ne seront pas incluses dans l’étalonnage de l’indicateur. La valeur minimale ou maximale de l’indicateur leur sera respectivement attribuée. Les mesures extrêmement hautes ou basses sont identifiées grâce à une analyse sur des graphiques en boîte à moustache (*boxplot*) et en recherchant les valeurs extrêmes (plus de 1,5 fois la différence entre le premier quartile et le troisième quartile). Il convient ainsi de veiller à ce que l’indicateur capture bien la variabilité des conditions rencontrées sur le terrain (voir Stein *et al.* 2009 pour la CRAM) sans prise en compte excessive des cas extrêmes.

Par ex. la densité de petites infrastructures de transport dans le paysage (km/ha) est connue a priori via une analyse de la BD TOPO® en France métropolitaine. La valeur de l’indicateur sera de 0 s’il n’y a pas de petites infrastructures de transport dans le paysage. La valeur de l’indicateur augmentera avec la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage. La valeur de l’indicateur sera de 1 lorsque la densité de petites infrastructures de transport atteindra des valeurs extrêmes hautes (Figure 29).

- **Cas 2.3 – Si la mesure sur le paramètre est continue, qu'elle est mesurée ou non sur un référentiel et qu'il n'y a pas lieu d'étalonner l'indicateur en tenant compte des valeurs extrêmes.** La mesure la plus élevée et la plus faible sur le paramètre sont vraisemblables sur de nombreux sites. La valeur de l'indicateur variera de manière continue et monotone.
- **Cas 3 – La littérature scientifique ne fournit pas des valeurs exploitables pour étalonner l'indicateur et les valeurs maximale et minimale mesurables sur le paramètre ne sont pas connues a priori.** Dans ce cas, l'indicateur est étalonné dans un premier temps sur dire d'experts pour être ensuite testé sur le terrain. Ce cas de figure se rencontre en particulier lorsque la mesure du paramètre est continue. La valeur de l'indicateur variera donc également de manière continue et monotone. Il pourra ensuite être étalonné de nouveau selon les retours des tests sur le terrain (section V.1.3.5.2).

Par ex. la gamme possible de densité de fossé dans un site et sa zone tampon (km/ha) n'est pas connue a priori via un référentiel pour concevoir un indicateur. La valeur de l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de fossé. La valeur de l'indicateur augmentera avec la densité de fossé. La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque la densité de fossé atteindra des valeurs considérées a priori et arbitrairement comme extrêmes.

Ces règles pour étalonner les indicateurs avant les tests sur le terrain sont des règles générales, mais qui peuvent parfois nécessiter après la phase de test, un examen et des adaptations éventuelles de la part des contributeurs qui proposent des indicateurs. Ces adaptations doivent alors être très clairement mentionnées.

V.1.3.4. Test de l'indicateur

Les tests doivent porter sur la plus grande gamme possible de contextes écologiques où l'indicateur est susceptible de varier pour identifier ses limites (par ex. problème d'étalonnage). Durant la conception de la méthode, les tests ont été réalisés sur plus de 200 sites en France avec des contextes écologiques très variés (section II.3 pour voir les tests réalisés en 2014 et 2015).

V.1.3.5. Analyse et correction éventuelle de l'indicateur

Après la phase de tests sur le terrain, différents types de vérifications sont possibles sur les valeurs obtenues par indicateur. Ces vérifications sont inspirées de l'approche hydrogéomorphologique (Jacobs *et al.* 2010) ou de la construction d'indices d'intégrité écologique (IIE ou IBI, « *Indice of Biotic Integrity* ») (voir Klemm *et al.* 2003, Whittier *et al.* 2007, Stoddard *et al.* 2008). Elles ont été réalisées dans le cadre du développement de la méthode pour tendre vers la méthode finale.

1. Vérifier l'utilité de l'indicateur

Bockstaller et Girardin (2003) recommandent de vérifier que les indicateurs soient bien utiles et utilisés comme aide à la décision. **L'utilité des indicateurs a été vérifiée principalement lors des**

tests réalisés en 2014 et 2015 avec les multiples partenaires techniques ou scientifiques. Parmi les principales modifications réalisées, les retours critiques provenant des partenaires ont permis de changer la dénomination de certains indicateurs. Des propositions ont également été faites pour tenir compte de particularités locales (par ex. présence d'horizons histiques (tourbe) enfouis dans le sol qui ne sont pas apparents en surface). Des indicateurs complémentaires ont également été proposés.

2. Vérifier l'étalonnage de l'indicateur et correction

La gamme de valeurs (maximum et minimum) et la distribution des valeurs obtenues (par ex. quartiles, médiane et moyenne) sur les sites tests sont analysées par indicateur. A titre d'information, lorsque 75% des valeurs sont identiques, Whittier *et al.* (2007) éliminent le paramètre associé.

Quand la gamme et la distribution des valeurs obtenues sur les sites tests pour un paramètre sont considérés comme peu conformes (valeurs extrêmes détectées grâce à un examen sur les graphiques en boîte à moustaches : plus de 1,5 fois la différence entre le premier quartile et le troisième quartile) ; l'indicateur est étalonné de nouveau sur la base des retours du terrain (Figure ci-après). Si les valeurs nulles sont surreprésentées lors de l'examen de la gamme et de la distribution des valeurs obtenues sur les sites tests pour un paramètre (par ex. nombreux sites tests où la densité de fossés = 0 km/ha) ; alors il y a lieu d'exclure ces valeurs nulles de l'examen pour identifier la valeur extrême supérieure sur laquelle l'indicateur sera de nouveau étalonné.

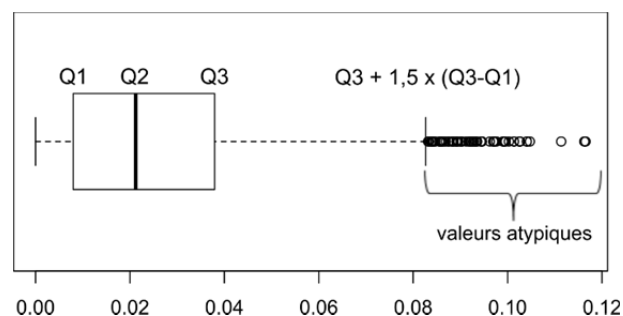


Figure 29 : Représentation fictive de la distribution des mesures réalisées sur un paramètre (Q1 : premier quartile – Q2 : deuxième quartile – Q3 : troisième quartile). La valeur de l'indicateur sera de 0 quand la mesure sur le paramètre est de 0. La valeur de l'indicateur sera de 1 quand la mesure sur le paramètre sera $\geq 0,083$. La valeur de l'indicateur variera entre 0 et 1 quand la mesure sur le paramètre sera comprise entre $[0 - 0,083[$.

Ces corrections sont surtout nécessaires pour les indicateurs dont les valeurs maximale et minimale mesurables sur le paramètre ne sont pas connues a priori (cas 3 section V.1.3.3). **Ces règles de réétalonnage sont des règles générales. Ce réétalonnage reste toutefois à l'appréciation des auteurs qui conçoivent l'indicateur. Dans tous les cas, ils doivent alors clairement mentionner comment est étalonné l'indicateur.**

3. Vérifier la non redondance des indicateurs entre eux (multi colinéarité)

Il s'agit de vérifier les corrélations statistiquement significatives entre un indicateur et d'autres indicateurs. Par exemple, dans les prototypes d'indicateurs, un indicateur était basé sur les habitats EUNIS niveau 1 et le second sur les habitats EUNIS niveau 2. Des corrélations statistiquement significatives (et avec un coefficient de corrélation supérieur à 0,8) ont été détectées entre ces indicateurs. Si la corrélation est statistiquement significative entre plusieurs indicateurs avec un coefficient de corrélation élevé et qu'ils ont la même influence sur une ou plusieurs fonctions alors il faut envisager de ne garder qu'un indicateur. Le choix entre l'indicateur à conserver et celui à éliminer se fait sur dire d'experts. Une autre solution peut être de conserver les deux indicateurs, mais en mentionnant clairement cette corrélation afin d'améliorer la transparence de la méthode et les conditions pour interpréter les résultats, conformément à ce qui a été fait lors du développement de la CRAM par Stein *et al.* (2009).

4. Vérifier la corrélation de l'indicateur avec des suivis plus approfondis

Idéalement, le test de l'indicateur devrait inclure la validation de ses informations grâce à des modélisations (voir Bockstaller et Girardin 2003), des expérimentations ou des suivis biogéochimiques, hydrologiques ou écologiques approfondis. Durant les phases de tests, la corrélation entre les indicateurs de la méthode et ceux basés sur des données plus approfondies acquises dans le cadre du programme de suivi des zones humides RhoMÉO (Collectif RhoMÉO 2014) a été étudiée. Il a été démontré qu'il existait une relation significative entre des indicateurs de la méthode et des indicateurs RhoMÉO caractérisant les fonctions hydrologiques de la zone humide. De même pour les indicateurs caractérisant le degré d'anthropisation de l'environnement du site. En revanche, certains indicateurs de la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces n'étaient pas pertinents et ont donc été corrigés (introduction de nouveaux indicateurs pour cette fonction et réétalonnage). Aucune donnée issue des suivis biogéochimiques n'était disponible pour les zones humides du programme RhoMÉO retenus pour les tests, les indicateurs pour ces fonctions n'ont donc pas pu être testés (Buelhoff et Jaymond 2015).

5. Vérifier le respect des impératifs énoncés pour appliquer la méthode

Il s'agit de vérifier que les impératifs opérationnels pour appliquer la méthode sont bien respectés (section I.6). Des corrections ont pu être faites sur la base des retours des tests de 2014 et 2015. Les quelques tests réalisés avec plusieurs observateurs indépendants sur un même site durant les tests de 2015, ont permis d'identifier quelques mesures sur lesquelles il convient d'insister durant la formation ainsi que les précautions à prendre pour relever les informations afin de réduire au maximum un biais lié à l'observateur.

V.1.3.6. Version finale de l'indicateur

Une version finale de l'indicateur est proposée. Un nom le plus évocateur possible est donné à l'indicateur de telle sorte qu'il évoque facilement le paramètre dont il dépend et l'influence de sa variation sur l'intensité des sous-fonctions.

L'indicateur pourra éventuellement être mis à jour ou corrigé si des retours provenant du terrain et/ou des travaux scientifiques le justifient à l'avenir.

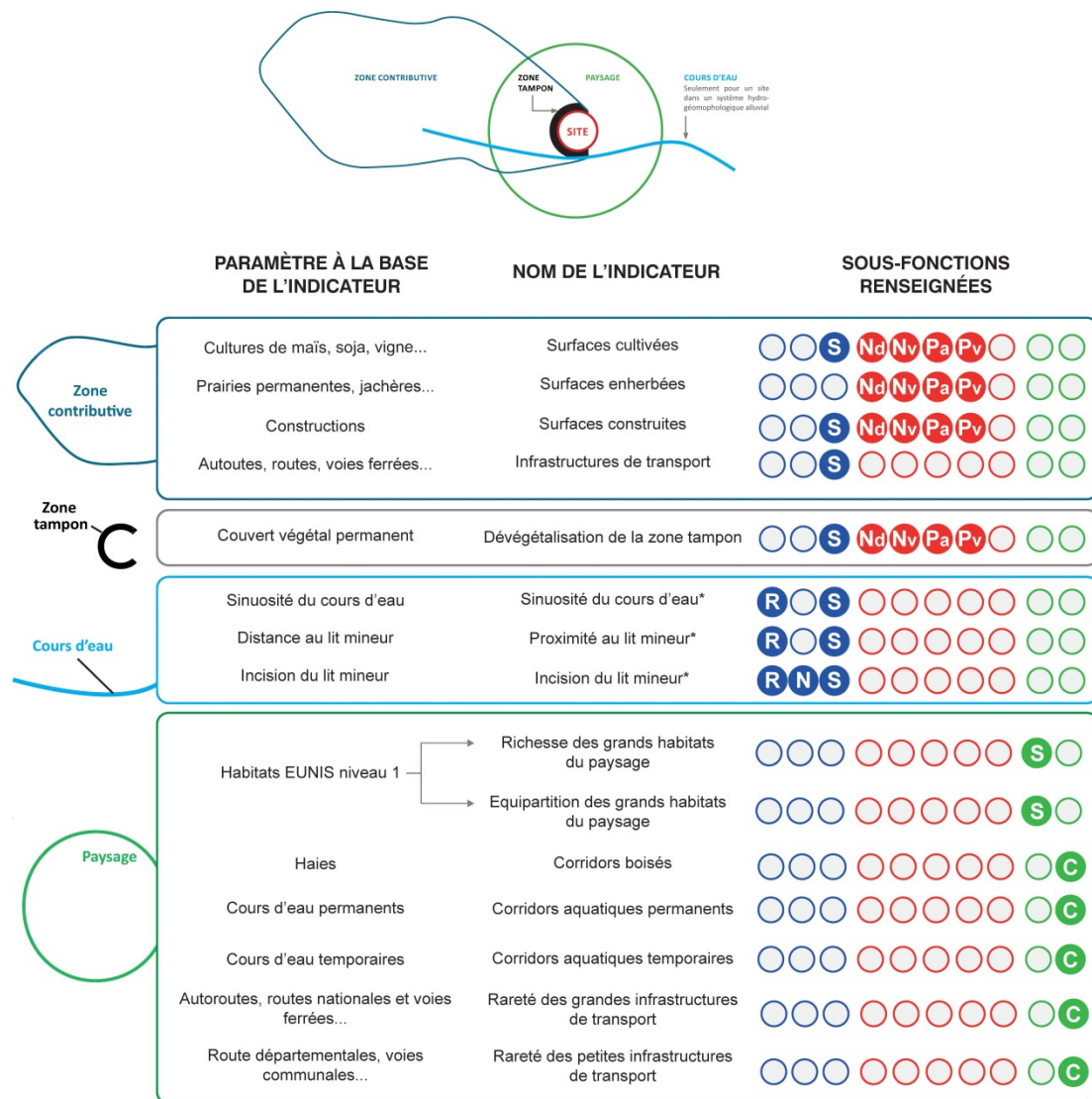
V.1.4. Présentation des indicateurs

Le croisement entre la bibliographie et les impératifs opérationnels pour la conception de la méthode ont permis d'identifier 36 paramètres (mesurés sur le terrain ou obtenus par traitement SIG) dont 14 sont mesurables dans l'environnement du site et 22 sont mesurables dans le site. À partir de ces paramètres, il a été possible de proposer 47 indicateurs dont 15 dans l'environnement du site et 32 dans le site (voir les deux Figures ci-après).

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour avoir une présentation synthétique des indicateurs : nom de l'indicateur, n° de la question dans la notice de la méthode pour relever l'information, paramètre associé, interprétation simplifiée, source d'information mobilisée, limites (voir Tableau 3 à 7, partie B, section 3.2 Le diagnostic fonctionnel du site).

Concernant les indicateurs, plusieurs points importants sont à noter :

- **Quelques indicateurs sont spécifiques à des types de zones humides.** Cinq indicateurs sont spécifiques aux sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux. Ces indicateurs ne sont donc pas renseignés sur les autres sites.
- **Différentes mesures sur un même paramètre peuvent permettre de proposer plusieurs indicateurs.** C'est le cas par exemple des indicateurs qui se basent sur la description des habitats EUNIS niveau 1 ou 3 dans le site (mesure du nombre d'habitats ou de la part relative de chaque habitat dans le site). **Cela explique en partie qu'il y ait plus d'indicateurs (n = 47) que de paramètres (n = 36) dans la méthode.**
- **Une même mesure sur un paramètre donné peut être favorable à une sous-fonction et défavorable à une autre sous-fonction.** C'est le cas du pH : une même valeur de pH peut être favorable à l'adsorption/précipitation du phosphore, alors qu'elle est défavorable à l'assimilation végétale du phosphore. Dans ce cas, la mesure d'un seul paramètre générera deux indicateurs, un indicateur par sous-fonction considérée.
- **Certains indicateurs ne sont pas systématiquement renseignés.** C'est le cas des indicateurs se rapportant au sol du site (quand il est impossible de réaliser des sondages pédologiques dans tout le site), de l'indicateur se rapportant aux invasions biologiques végétales (quand il y a méconnaissance de l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques durant la période de croissance végétative) et des indicateurs se rapportant au couvert végétal (quand il y a méconnaissance de l'existence de pratiques comme la fauche ou le pâturage qui consistent à exporter la biomasse végétale).
- **L'impact du projet ou l'effet des actions écologiques peuvent avoir une influence directe ou indirecte sur les paramètres.** Des actions écologiques peuvent avoir des effets directs sur certains paramètres (par ex. influence de la végétalisation naturelle des fossés sur l'indicateur « végétalisation des fossés et fossés profonds »). En revanche sur d'autres paramètres, l'influence des actions écologiques est indirecte (par ex. épaisseur de l'épisolum humifère indirectement affectée par un changement de pratiques agricoles sur le site).



* l'indicateur est spécifique aux sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux.

Les ronds pleins indiquent les sous-fonctions renseignées par indicateur :

- en bleu, les sous-fonctions hydrologiques : **R** Ralentissement des ruissellements **N** Recharge des nappes **S** Rétention des sédiments
- en rouge, les sous-fonctions biogéochimiques : **Nd** Dénitrification des nitrates **Nv** Assimilation végétale de l'azote
- Pa** Adsorption, précipitation du phosphore **Pv** Assimilation végétale des orthophosphates **C** Séquestration du carbone
- en vert, les sous-fonctions d'accomplissement du cycle biologique des espèces : **S** Support des habitats **C** Connexion des habitats

Figure 30 : Représentation simplifiée des indicateurs dans l'environnement du site et des sous-fonctions correspondantes (issue de Gayet *et al.* 2016).

V.1.4.1. Indicateurs dans la zone contributive

1. « Surfaces cultivées », « Surfaces enherbées », « Surfaces construites » et « Infrastructures de transport »

Remarque : la bibliographie sur les apports de nutriments et de sédiments issus des activités anthropiques porte surtout sur les apports réalisés sur les bassins versants, diffusés ensuite vers les cours d'eau. En effet, la bibliographie semble plus abondante à ce sujet et on peut supposer que leur diffusion vers les zones humides est relativement similaire ; puisqu'elles constituent des interfaces couramment traversées lors du transfert des nutriments et des sédiments depuis les bassins versants vers les cours d'eau.

Principales activités anthropiques à l'origine d'apports de sédiments et de nutriments

Les principaux types de pollutions diffuses dans les eaux de surface proviendraient en premier lieu des nutriments (par ex. azote, phosphore), des sédiments et des pathogènes d'origine agricole puis en second lieu des écoulements urbains ou de l'activité minière (Baker 1992). Sur les terres agricoles, les rejets issus notamment de l'élevage sont souvent supérieurs à la capacité de rétention (NRC 1993 dans Carpenter *et al.* 1998). Les excédents s'écoulent, s'infiltrent, ou peuvent pour certains être diffusés vers l'atmosphère. Les nutriments apportés par la fertilisation ne sont donc pas tous assimilés par les cultures et les productions agricoles. L'excès génère un surplus qui est la cause des pollutions non ponctuelles agricoles (Carpenter *et al.* 1998) qui s'écoulent par ruissellement vers les cours d'eau et par lixiviation ou lessivage vers les nappes. Généralement, les forêts et les prairies dans les bassins versants peuvent limiter les pertes d'azote, alors que les zones urbaines et cultivées sont associées à une forte émission d'azote (Zhang et Huang 2011). Zhang et Huang (2011) attribuent donc les plus forts coefficients d'exportation d'azote par ordre décroissant aux zones urbaines, aux terres agricoles, aux zones broussailleuses-prairiales puis aux forêts. Dans sa méthode pour évaluer les sources de pollution non diffuses sur les bassins versants, Munafò *et al.* (2005) attribuent sur dire d'experts des coefficients par type d'occupation du sol selon leur potentiel d'émission de pollution non ponctuelle. Les zones construites et intensivement cultivées ont les plus forts coefficients et les zones naturelles ou non altérées ont les coefficients les plus faibles. **En général, les principales pressions anthropiques à l'origine d'apports excessifs de nutriments et de sédiments diffusés ensuite vers l'aval sont donc les activités agricoles intensives et les activités domestiques et industrielles.**

Dans les eaux de surface, les apports chimiques sont classés comme des apports ponctuels ou des apports non ponctuels (diffus). **Les apports ponctuels comme les rejets d'eaux usées sont souvent continus, assez constants dans le temps et mesurables à un emplacement précis.** Les apports urbains sous cette forme (par ex. rejets des eaux usées, rejets industriels) sont significatifs dans les eaux de surface. **Les apports non ponctuels ou diffus comme ceux provenant des zones de construction, des fertilisants, des déchets organiques... peuvent être continus mais ils restent souvent intermittents et associés à des évènements irréguliers (par ex. pratiques agricoles, constructions importantes, fortes précipitations).** Ils sont transportés sur de vastes distances en surface ou en profondeur jusqu'aux eaux libres. C'est ainsi que par exemple des apports significatifs de phosphore et d'azote parviennent dans les eaux de surface sous forme d'apports non ponctuels. Ils sont particulièrement difficiles à mesurer et à réguler (Carpenter *et al.* 1998).

Propriétés de ces pressions anthropiques

Globalement, la source des apports d'azote et de phosphore est la même : les fertilisants sur les terres agricoles ou les pelouses, l'épandage de déchets d'élevages, les eaux usées domestiques,... L'importance de ces apports varie selon la région et les pratiques (Wenger 1999). **La plus grande part de composés azotés diffusés par les terres agricoles est sous la forme de nitrates qui peuvent ensuite être assimilés, transformés ou éliminés dans les zones humides et les cours d'eau (Cooper 1990 dans Hickey et Doran 2004). Les principales sources de phosphore sont quant à elles les apports agricoles, urbains et les rejets industriels, lorsque ces derniers sont peu ou pas traités en station d'épuration (Oraison et al. 2011).** Ces apports sont déterminants pour que la zone humide retienne et/ou transforme effectivement l'azote et le phosphore. Plus ils sont importants, plus les fonctions liées au cycle de l'azote et du phosphore pourront s'exercer. Soulignons toutefois que d'autres facteurs que les apports sont importants pour déterminer l'intensité des fonctions associées à ces nutriments dans une zone humide (par ex. hydromorphie, matière organique, texture du sol, température pour dénitrifier les nitrates) (Weitz et al. 2001, Florinsky et al. 2004, Hill et Cardaci 2004, Curie 2006).

Les zones pourvoyeuses de sédiments sur les terres hautes sont en premier lieu les cultures et les zones dont le sol est exposé et remanié (par ex. zones de construction, chemins d'exploitation forestière) (Crosson 1995 dans Blann et al. 2009). Les constructions peuvent être des pourvoyeuses très importantes en sédiments (Wenger 1999). Dans les écosystèmes fluviaux, le déversement de nutriments et de sédiments s'est considérablement accru du fait de l'augmentation des sources de pollution diffuses issues des fertilisants dans les cultures, de la plus forte concentration de déchets issus des élevages et des changements d'utilisation des terres qui favorisent l'érosion (voir Jordan et al. 2003).

Bien que l'occupation du sol affecte le devenir et l'émission de pollution non diffuse vers les hydrosystèmes, il convient de noter que beaucoup d'autres paramètres peuvent intervenir (voir Shen et al. 2010). La pédologie, le climat, la topographie et l'hydrologie sont à l'origine d'une forte variabilité spatio-temporelle de la concentration des nutriments dans les écoulements (Cherry et al. 2008 dans Zhang et Huang 2011). **Ainsi, l'appréciation de l'occupation du sol permet d'estimer les apports potentiels d'azote, de phosphore et de sédiments vers les réseaux hydrographiques, mais d'autres paramètres peuvent être pris en compte pour une meilleure compréhension de leur diffusion.**

Les activités anthropiques dans la zone contributive ont une influence majeure sur les apports d'azote, de phosphore et de sédiments dans le site. Dans le cadre de cette méthode, les apports de nutriments et/ou de sédiments dans la zone contributive sont évalués en décrivant les modes d'occupation du sol qui peuvent vraisemblablement refléter la quantité et le type d'apports dans le site. Décrire ces modes d'occupation du sol indépendamment les uns des autres permet d'identifier la contribution de chaque type de pressions anthropiques et d'éviter de les globaliser dans un seul indicateur puisqu'ils ne sont vraisemblablement pas équivalents. Ainsi, quatre modes d'occupation du sol qui reflètent des pressions anthropiques et donc des apports de nutriments et/ou de sédiments vers le site sont décrits : (1) les surfaces cultivées, (2) les surfaces enherbées

(prairies exploitées par l'agriculture), (3) les surfaces construites et (4) les infrastructures de transport.

Il est considéré qu'en général plus les surfaces cultivées, enherbées et construites sont importantes, plus les conditions sont vraisemblablement favorables aux apports de composés azotés et de phosphore dans le site ; augmentant l'opportunité de réaliser les fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore. Concernant les sédiments, plus les surfaces cultivées, les surfaces construites et les infrastructures de transport sont importantes, plus les apports sont vraisemblablement importants dans le site ; augmentant l'opportunité de retenir des sédiments dans le site (Encadrés ci-après).

Encadré 2 : « Surfaces cultivées »

Paramètre à la base de l'indicateur : les surfaces considérées comme cultivées dans cette méthode ; soit les codes 1 - blé tendre, 2 - maïs grain et ensilage, 3 - orge, 4 - autres céréales, 5 - colza, 6 - tournesol, 7 - autres oléagineux, 8 - protéagineux, 9 - plantes à fibres, 10 - semences, 14 - riz, 15 - légumineuses à grains, 16 - fourrage, 20 - vergers, 21 - vignes, 22 - fruits à coque, 23 - oliviers, 24 - autres cultures industrielles, 25 - légumes-fleurs, 26 - canne à sucre, 27 - arboriculture du Registre Parcellaire Graphique (RPG) administré par l'Agence de Services et de Paiement (ASP).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : surfaces ou îlots cultivés sur le fichier RPG le plus récent. Au moment où cette méthode est parue seul le RPG de 2012 est disponible librement.

Si l'observateur souhaite compléter le RPG (par ex. parcelle non inventoriée dans le RPG), cela est possible. Cela paraît en particulier envisageable sur de petites zones contributives.

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone contributive.

Indicateur : part relative de la zone contributive occupée par des surfaces cultivées.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\text{Surfaces cultivées} = \frac{\text{superficie totale des portions de polygones du RPG en cultures incluses dans la zone contributive en ha}}{\text{superficie de la zone contributive en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité des apports de nutriments et de sédiments associés aux surfaces cultivées dans la zone contributive ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part de la zone contributive occupée par des cultures croît, l'intensité des apports de sédiments, de nitrates et de composés associés au phosphore croît et l'opportunité pour le site de recevoir des sédiments et des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive est plus importante.

Comme limite, on peut mentionner notamment que cet indicateur ne tient pas compte de la proximité des pratiques agricoles avec le site. Il ne tient pas compte de l'effet tampon des autres écosystèmes traversés par ces flux avant qu'ils parviennent au site (par ex. autres zones humides entre le site et les surfaces cultivées) et il ne distingue pas les pratiques agricoles particulières qui pourraient limiter les apports vers le site (par ex. agriculture raisonnée, agriculture biologique) comparé à d'autres pratiques plus intensives.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur les sous-fonctions :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
Apports potentiellement très faibles de sédiments, de nitrates et de phosphore <i>Part de la zone contributive cultivée très faible</i>				Apports potentiellement très importants de sédiments, de nitrates et de phosphore <i>Part de la zone contributive cultivée très importante</i>

Encadré 3 : « Surfaces enherbées »

Paramètre à la base de l'indicateur : les surfaces considérées comme enherbées dans cette méthode, le plus souvent avec un couvert végétal dense ; soit les codes 11 - gel, 12 - gel industriel, 13 - autres gels, 17 - estives landes, 18 - prairies permanentes, 19 - prairies temporaires du Registre Parcellaire Graphique (RPG) administré par l'Agence de Services et de Paiement (ASP).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : surfaces ou îlots cultivés sur le fichier RPG le plus récent. Au moment où cette méthode est parue seul le RPG de 2012 est disponible librement. *Si l'observateur souhaite compléter le RPG (par ex. parcelle non inventoriée dans le RPG), cela est possible. Cela paraît en particulier envisageable sur de petites zones contributives.*

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone contributive.

Indicateur : part relative de la zone contributive occupée par des surfaces enherbées.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\text{Surfaces enherbées} = \frac{\text{superficie totale des portions de polygones du RPG enherbées incluses dans la zone contributive en ha}}{\text{superficie de la zone contributive en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité des apports de nutriments associés aux surfaces enherbées dans la zone contributive ?

Sous-fonctions renseignées : assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part de la zone contributive occupée par des surfaces enherbées croît, l'intensité des apports de nitrates et de composés associés au phosphore croît et l'opportunité pour le site de recevoir des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive est plus importante.

Comme limite, on peut mentionner notamment que cet indicateur ne tient pas compte de la proximité des pratiques agricoles avec le site. Il ne tient pas compte non plus de l'effet tampon des autres écosystèmes traversés par ces flux avant qu'ils parviennent au site (par ex. autres zones humides entre le site et les surfaces enherbées) et il ne distingue pas les pratiques agricoles particulières qui pourraient limiter les apports vers le site (par ex. agriculture raisonnée, agriculture biologique) comparé à d'autres pratiques plus intensives.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur les sous-fonctions :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
Apports potentiellement très faibles de nitrates et de phosphore				Apports potentiellement très importants de nitrates et de phosphore
<i>Part de la zone contributive enherbée très faible</i>	→			<i>Part de la zone contributive enherbée très importante</i>

Encadré 4 : « Surfaces construites »

Paramètre à la base de l'indicateur : les surfaces considérées comme construites dans cette méthode, soit les bâtiments sans fonction particulière (par ex. habitations, écoles), à vocation industrielle, commerciale et agricole, avec une fonction mais autres qu'industriels (par ex. sportifs, administratifs) et les équipements sportifs de plein air, conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour le « BATI_INDIFFERENCIE », « BATI_REMARQUABLE », « BATI_INDUSTRIEL » et « TERRAIN_SPORT » dans la BD TOPO®.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les fichiers « BATI_INDIFFERENCIE », « BATI_REMARQUABLE », « BATI_INDUSTRIEL » et « TERRAIN_SPORT » de la BD TOPO®.

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone contributive.

Indicateur : part relative de la zone contributive occupée par des surfaces construites.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre est connue sur toute la France métropolitaine avec la superficie des zones bâties dans les fichiers « BATI_INDIFFERENCIE », « BATI_REMARQUABLE », « BATI_INDUSTRIEL » et « TERRAIN_SPORT » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. Un échantillonnage aléatoire de 500 mailles parmi ces 5 859 mailles a été réalisé. La superficie des surfaces construites a été calculée sur ces 500 mailles.

La Figure ci-dessous représente la distribution de la part relative des zones bâties (c'est-à-dire la superficie des surfaces construites en ha / superficie de la maille en ha) dans les 500 mailles. Le premier quartile est de 0,004, la médiane est de 0,006 et le troisième quartile de 0,010. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,020 avec 54 mailles ayant une part relative de surfaces construites dans leur zone contributive supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

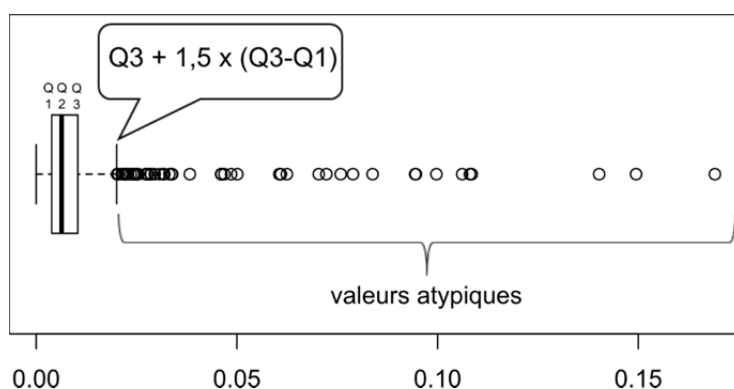


Figure 32 : Part relative de surfaces construites en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 500 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur est de 0 lorsque la part relative de surfaces construites dans la zone contributive est égale à 0 (c'est-à-dire qu'il n'y a aucune zone bâtie dans la zone contributive). La valeur de l'indicateur augmente avec l'accroissement de la part relative de surfaces construites. La valeur de l'indicateur est de 1 lorsque la part relative de surfaces construites dans la zone contributive atteint la valeur extrême supérieure des parts relatives de surfaces construites calculées sur 500 mailles, soit la valeur de 0,020. La part relative des surfaces construites dans la zone contributive est donc multipliée par $1 / 0,020050662 = 49,873665$. Dans des cas

exceptionnels où la part relative des surfaces construites dans la zone contributive est $\geq 0,020$, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

Si la part relative des surfaces construites dans la zone contributive est $\geq 0,020$, ALORS **Surfaces construites** = 1.

Si la part relative des surfaces construites dans la zone contributive est $< 0,020$, ALORS

$$\text{Surfaces construites} = \frac{\text{superficie totale des portions de surfaces construites incluses dans la zone contributive en ha} \times 49,873665}{\text{superficie de la zone contributive en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité des apports de nutriments et de sédiments associés aux surfaces construites dans la zone contributive ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la proportion de la zone contributive occupée par des surfaces construites croît, l'intensité des apports de sédiments, de nitrates et de composés associés au phosphore croît et l'opportunité pour le site de recevoir des sédiments, des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive est plus importante.

Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de la dérivation possible des apports via des réseaux d'assainissement qui peuvent parfois diriger les apports hors de la zone contributive. Il ne tient pas compte non plus de l'efficacité des réseaux de traitements en amont. La valeur de l'indicateur peut dépendre de la mise à jour de la BD TOPO® utilisée. En effet, quand des constructions importantes ont eu lieu dans la zone contributive et qu'elles sont postérieures à la date d'émission de la BD TOPO® utilisée par l'observateur, ces nouvelles constructions ne sont pas prises en compte. Par ailleurs, cet indicateur se base sur une estimation de l'emprise des surfaces construites, mais ne tient pas compte de la juxtaposition des pressions anthropiques sur une même surface (par ex. pressions souvent plus importantes dans les zones urbaines que dans les zones péri-urbaines ou rurales pour une même superficie de bâti).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur les sous-fonctions :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
Apports potentiellement très faibles de sédiments, de nitrates et de phosphore				Apports potentiellement très importants de sédiments, de nitrates et de phosphore
<i>Part de la zone contributive construite très faible</i>	→			<i>Part de la zone contributive construite très importante</i>

Encadré 5 : « Infrastructures de transport »

Paramètre à la base de l'indicateur : les infrastructures de transport, soit principalement les voies ferrées, autoroutes, routes nationales, départementales et communales.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les fichiers « TRONCON_VOIE_FERREE », « ROUTE_PRIMAIRE » et « ROUTE_SECONDAIRE » de la BD TOPO®.

En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des infrastructures de transport correspondant à cette définition ne sont pas absentes de la BD TOPO® avec les SCAN 25®, la BD ORTHO® ou des connaissances de terrain. Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (infrastructures non inventoriées dans la BD TOPO®), l'observateur peut donc ajouter celles qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone contributive.

Indicateur : densité d'infrastructures de transport dans la zone contributive.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre est connue sur toute la France métropolitaine avec les linéaires d'infrastructures de transport dans les fichiers « ROUTE_SECONDAIRE », « ROUTE_PRIMAIRE » et « TRONCON_VOIE_FERREE » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. Un échantillonnage aléatoire de 500 mailles parmi ces 5 859 mailles a été réalisé. Le linéaire des infrastructures de transport a été calculé sur ces 500 mailles.

La figure ci-dessous représente la distribution de la densité des infrastructures de transport (c'est-à-dire le linéaire des infrastructures de transport en km / superficie de la maille en ha) dans les 500 mailles. Le premier quartile est de 0,022 km/ha, la médiane est de 0,028 km/ha et le troisième quartile de 0,037 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,057 km/ha avec 38 mailles ayant une densité d'infrastructures de transport supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

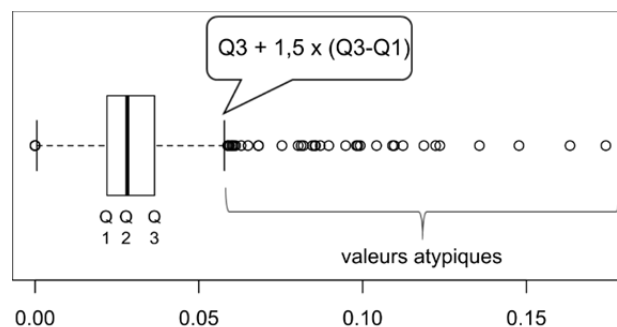


Figure 33 : Densité des infrastructures de transport (km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 500 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité des infrastructures de transport sera de 0 km/ha. La valeur de l'indicateur augmentera avec l'augmentation de la densité des infrastructures de transport. La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque la densité des infrastructures dans la zone contributive atteindra la valeur extrême supérieure des densités d'infrastructures de transport en France métropolitaine, soit la valeur de 0,057 km/ha. La densité des infrastructures dans la zone contributive est donc multipliée par $1 / 0,057796733 =$

17,302016. Dans des cas exceptionnels où la densité des infrastructures de transport est $\geq 0,057$ km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

Si la densité des infrastructures de transport est $\geq 0,057$ km/ha, **ALORS Infrastructures de transport = 1.**

Si la densité des infrastructures de transport est $< 0,057$ km/ha, **ALORS**

$$\text{Infrastructures de transport} = \frac{\text{linéaire totale des infrastructures de transport dans la zone contributive en km} \times 17,302016}{\text{superficie de la zone contributive en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité des apports de sédiments associés aux infrastructures de transport dans la zone contributive ?

Sous-fonction renseignée : rétention des sédiments.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité d'infrastructures de transport dans la zone contributive croît, l'intensité des apports de sédiments croît et l'opportunité pour le site de recevoir des sédiments en provenance de la zone contributive est plus importante. Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne distingue pas l'influence variable des différents types d'infrastructures de transport sur les apports de sédiments. Il ne tient pas compte de la présence de chemins ou de dessertes forestières qui peuvent aussi être des pourvoyeurs en sédiments.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur les sous-fonctions :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
Apports potentiellement très faibles de sédiments				Apports potentiellement très importants de sédiments
Densité d'infrastructures de transport très faible	→			Densité d'infrastructures de transport très importante

V.1.4.2. Indicateur dans la zone tampon

1. « Dévégétalisation de la zone tampon »

Remarque : la bibliographie sur les zones tampons porte indifféremment sur leurs effets lorsqu'elles sont à l'interface entre les terres hautes et un cours d'eau, ou les terres hautes et une zone humide.

Définition de l'effet tampon et des zones tampons

Les zones tampons sont d'après Castelle *et al.* (1994) des zones végétalisées entre une ressource naturelle et les terres adjacentes exploitées par l'Homme. Aux abords des cours d'eau, Hickey et Doran (2004) définissent les zones tampons comme une bande de végétation entre un cours d'eau et les terres adjacentes, maintenue pour protéger et améliorer la qualité de l'eau, ou améliorer les conditions de déplacements de la faune et de la flore. Ces zones tampons peuvent être composées de végétation originelle (par ex. forêt) ou d'un couvert végétal récent (par ex. couvert herbacé).

Un effet tampon se définit par la capacité de résistance qu'une structure du paysage oppose aux flux qui la traverse (eau, nutriments, sédiments) (Viaud *et al.* 2004 dans Dorioz *et al.* 2006). L'effet d'une zone tampon est mesuré en comparant ces flux en entrée et en sortie de la zone tampon.

Propriétés des zones tampons

Les principaux processus associés aux effets tampons sont le contrôle des écoulements hydriques, la réduction des flux sédimentaires, la régulation des flux biogéochimiques et la transformation des composés chimiques (Dorioz *et al.* 2006). Une méthode commune pour réduire l'impact des activités anthropiques sur les milieux aquatiques et humides est de maintenir les structures du paysage auxquelles est associé un effet tampon. En effet, les zones tampons peuvent atténuer les effets des pratiques agro-sylvicoles en faisant office de barrière pour les sédiments et les nutriments (voir Hickey et Doran 2004). La fonction clef des zones tampons est leur rôle de filtre des écoulements superficiels et souterrains (Mander *et al.* 2005). Elles retiennent les nutriments issus des écoulements qui y sont filtrés (Castelle *et al.* 1994). Ainsi, les nutriments solubles peuvent être assimilés par les plantes, transformés ou éliminés (voir Hickey et Doran 2004). Les zones tampons rivulaires peuvent ainsi réduire significativement les concentrations d'azote et de phosphore dans les eaux superficielles et souterraines (voir Mander *et al.* 2005).

Les processus liés à la rétention de l'azote par une zone tampon incluent l'assimilation par la végétation, la dénitrification (Wenger 1999, Mander *et al.* 2005), l'immobilisation microbienne et le stockage d'azote organique dans le sol (Mander *et al.* 2005). Les couverts arborés et les couverts herbacés dans les zones tampons réduisent tous deux les concentrations en nitrates dans les eaux souterraines jusqu'à 90% (Osborne et Kovacic 1993).

La rétention du phosphore dans les zones tampons rivulaires dépend de l'adsorption dans le sol, de l'assimilation du phosphore inorganique par la végétation, de l'immobilisation microbienne ; et dans les zones tourbeuses elle dépend de l'incorporation du phosphore dans la tourbe (Richardson 1985 dans Mander *et al.* 2005). Sur un pas de temps annuel, les zones tampons avec un couvert arboré seraient moins efficaces pour retenir le phosphore total et dissous que celles avec un couvert herbacé ; mais toutes deux relâcheraient du phosphore dissous et total dans les eaux

souterraines en phase de dormance végétative. Une gestion adaptée (par ex. récolte de la biomasse végétale) permettrait de réduire la part de phosphore diffusé durant la période de dormance végétative (Osborne et Kovacic 1993). Selon les contextes paysagers, les zones tampons avec un couvert herbacé ont montré des effets variables sur la réduction des flux de phosphore vers les eaux de surface. Cependant, elles sont, en général, des interfaces utiles sur le court terme, même si les effets sur le long terme sont encore méconnus. Parmi les facteurs influençant la rétention du phosphore dans les zones tampons, la synthèse de Dorioz *et al.* (2006) évoque l'influence combinée de facteurs externes (par ex. nature des écoulements, apport sédimentaire) et internes (par ex. taux d'infiltration dans le sol, pente). La relation entre ces facteurs détermine les apports et les exports et permet de quantifier l'effet tampon en termes de rétention du phosphore. Magette *et al.* (1989 dans Hickey et Doran 2004) affirment que l'efficacité des zones tampons d'une largeur inférieure à 9,2 m est extrêmement variable sur la rétention du phosphore et qu'il reste généralement faible comparé à des zones tampons plus larges.

Les zones tampons sont des barrières physiques qui ralentissent les écoulements superficiels et piègent mécaniquement les sédiments et débris (Castelle *et al.* 1994). Les zones tampons rivulaires peuvent réduire la vitesse des écoulements qui dispersent les sédiments. Elles peuvent donc retenir les sédiments présents dans les écoulements superficiels (voir Wenger 1999). Les particules grossières sont souvent retenues efficacement par la végétation des zones tampons, favorisant donc également la rétention des nutriments associés. Les particules fines comme les argiles ; auxquelles est associée une forte proportion de nutriments, sont moins efficacement retenues. La durée de rétention des sédiments dans les zones tampons est encore sujette à débat (Hickey et Doran 2004). Elle est affectée par le sol, la largeur de la zone tampon (un facteur dont l'effet est majeur), sa pente, le ratio entre la superficie de la zone tampon et les terres adjacentes, le type de végétation... (Liu *et al.* 2008). La méta-analyse de Liu *et al.* (2008) montre que la largeur et la pente dans la zone tampon sont des facteurs majeurs qui influencent l'efficacité des zones tampons sur la rétention des sédiments. Indépendamment du ratio entre la superficie de la zone tampon et la superficie des zones agricoles adjacentes, une zone tampon végétalisée de 10 m avec une pente de 9% optimiserait la rétention des sédiments.

L'efficacité des zones tampons selon leur « dimensionnement » est l'objet de nombreuses discussions. Les zones tampons présentant différents types de communautés végétales et de sol ont une capacité d'épuration plus importante (Mander *et al.* 2005). Dans leur revue sur les effets des zones tampons sur la rétention du phosphore, Dorioz *et al.* (2006) avancent que la largeur des zones tampons figure parmi leurs facteurs intrinsèques les plus étudiés car c'est souvent la seule variable sur laquelle il est possible d'agir dans le cadre d'une procédure de gestion. Ils pointent aussi le fait que bien que la largeur de la zone tampon ait un rôle clef sur ses fonctions, la relation entre l'efficacité de la zone tampon et sa largeur n'est pas linéaire, suggérant que pour certaines fonctions il y a une largeur au-delà de laquelle les bénéfices ne seraient plus significatifs. Ils notent également que certains auteurs préfèrent utiliser des ratios entre la superficie alimentant le site et la superficie de la zone tampon pour évaluer leur efficacité ; mais cela semble davantage adapté à des contextes où les conditions topographiques permettent la concentration des écoulements. Ils en concluent que vu la diversité des résultats obtenus sur les effets des zones tampons, il est difficile de définir des recommandations générales. Le couvert végétal, la hauteur de la végétation, la phénologie des plantes auraient aussi des effets sur les fonctions réalisées par les zones tampons. Par ailleurs, les effets des types de couverts végétaux herbacés ou arborés sont encore sujets à discussions. **De**

nombreux ordres de grandeur sont avancés dans la bibliographie sur l'influence de la largeur de la zone tampon (voir par ex. Castelle *et al.* 1994, Semlitsch et Jensen 2001, Hickey et Doran 2004).

Les zones tampons ont un rôle de « filtre » (effet tampon) majeur sur les transferts de sédiments et de composés physico-chimiques qui peuvent se diriger depuis la zone contributive vers le site. Dans la zone tampon, de nombreuses caractéristiques peuvent affecter son efficacité sur les fonctions hydrologiques et biogéochimiques et leur influence est encore sujette à débat. Il est en général admis que la présence d'un couvert végétal permanent dans la zone tampon favorise son efficacité à retenir les sédiments et les nutriments réduisant ainsi les apports au sein de la zone humide. Dans le cadre de cette méthode, la part de la zone tampon avec un couvert végétal permanent (sans distinction du type de couvert) sera donc estimée par l'observateur pour évaluer l'efficacité de la zone tampon. Il est donc considéré qu'en général plus la part de la zone tampon sans couvert végétal permanent est importante, plus les apports en composés azotés, phosphore et en sédiments vers le site sont vraisemblablement importants. Une zone tampon non végétalisée favoriserait donc l'expression des fonctions associées au cycle de l'azote, du phosphore et à la rétention des sédiments dans le site (Encadré ci-après).

Encadré 6 : « Dévégétalisation de la zone tampon »

Paramètre à la base de l'indicateur : le couvert végétal permanent dans une zone tampon de 50 m autour du périmètre du site, incluse dans la zone contributive. Un couvert végétal permanent est un couvert végétal composé d'une strate herbacée et/ou arbustive et/ou arborée dense, non saisonnier et non clairsemé. Par exemple, les prairies permanentes sont le plus souvent avec un couvert végétal permanent, alors que les cultures annuelles de céréales et les zones urbanisées sont le plus souvent sans couvert végétal permanent.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur fait un premier repérage du couvert végétal dans la zone tampon du site sur la BD ORTHO® la plus récente disponible. Des vérifications sur le terrain et des corrections éventuelles sont impératives dans un second temps pour estimer la part de la zone tampon sans couvert végétal permanent.

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone tampon.

Indicateur : part relative de la zone tampon du site sans un couvert végétal permanent.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si le site n'a pas de zone tampon (superficie de la zone tampon = 0 ha ; cas où la zone contributive du site correspond au site), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Dévégétalisation de la zone tampon**.

Si le site a une zone tampon (superficie de la zone tampon > 0 ha), ALORS

$$\text{Dévégétalisation de la zone tampon} = \frac{\text{superficie de la zone tampon sans couvert végétal permanent en ha}}{\text{superficie de la zone tampon en ha}}$$

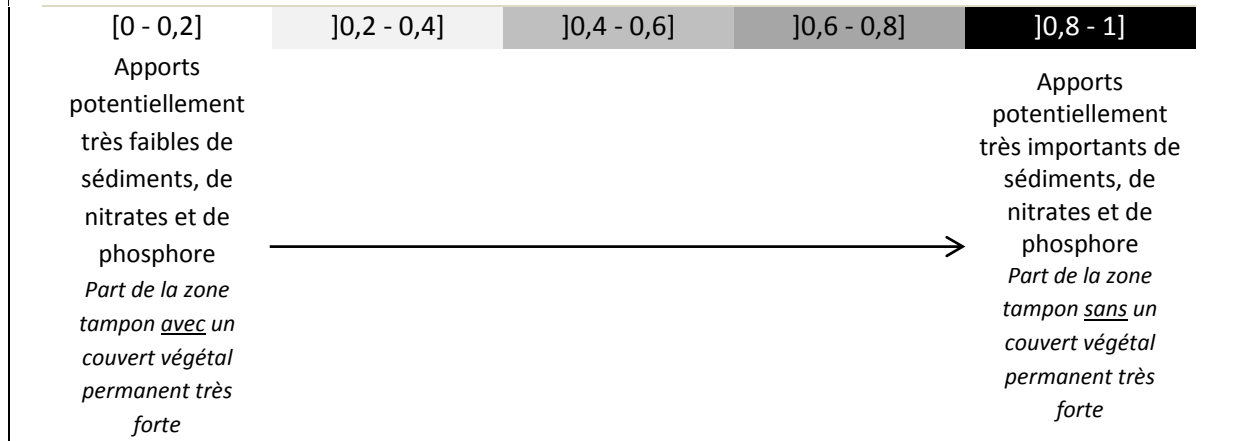
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la part relative de la zone tampon sans couvert végétal permanent ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part de la zone tampon non végétalisée croît et l'opportunité pour le site de recevoir des sédiments et des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive est plus importante.

Comme limite, on peut mentionner le fait que cet indicateur ne tient pas compte de toute une série de paramètres dans la zone tampon qui peuvent affecter les apports de sédiments et de composés chimiques dans le site (par ex. pente ou propriétés du sol). Par ailleurs, l'indicateur repose dans cette méthode simplement sur une distinction de la part de la zone tampon sans un couvert végétal permanent et il ne prend donc pas en compte les effets variables des différents types d'habitats sur l'effet tampon (par ex. assimilation variable des nutriments selon les types d'habitats).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur les sous-fonctions :



V.1.4.3. Indicateurs sur le cours d'eau (spécifiques aux sites dans un système hydrogéomorphologique alluvial)

1. « Sinuosité du cours d'eau »

Définition de la sinuosité du cours d'eau

Dans un système hydrogéomorphologique alluvial accompagné de conditions naturelles relativement constantes, la sinuosité du cours d'eau fait partie des variables de « réponse » (comme sa largeur, sa pente locale...) qui s'ajustent par rapport aux modifications des variables de « contrôle » (comme le débit liquide et la charge solide) afin d'obtenir une combinaison « dynamiquement stable » entre ces deux types de variables (Schum 1977). La sinuosité du cours d'eau résulte donc d'un ajustement permanent de sa morphologie, autour de conditions moyennes, par le biais des processus d'érosion-dépôt liés aux fluctuations du débit solide (associé à la granulométrie de la charge alluviale) et du débit liquide (couplé à la pente) (Malavoi et Bravard 2010). Ce principe de recherche permanente de son équilibre dynamique par tout cours d'eau est illustré par la « balance de Lane » (Lane 1955). La sinuosité d'un cours d'eau affecte donc sa capacité de rétention des écoulements et des sédiments.

Propriétés associées à la sinuosité du cours d'eau

Le degré de sinuosité d'un cours d'eau est quantifié par le coefficient de sinuosité (SI). Ce coefficient s'obtient par la formule suivante : longueur développée du cours d'eau en suivant l'axe de son lit mineur entre deux points / longueur entre les deux mêmes points en suivant l'axe général d'orientation du cours d'eau. Il existe deux méthodes pour mesurer cette seconde longueur (Malavoi et Bravard 2010). La première consiste à passer par l'axe principal d'orientation du cours d'eau, assimilable à l'axe moyen de l'enveloppe de méandrage (méthode la plus communément employée). La seconde méthode, dite méthode d'Allen (1984), mesure cette seconde longueur en passant par tous les points d'inflexion des sinuosités. Plus la valeur de ce coefficient est élevée, plus le cours d'eau est sinueux (jusqu'au cours d'eau méandriforme). Et inversement, plus ce coefficient est faible, plus le cours d'eau tend vers un profil rectiligne. Ainsi, sur la base de ce coefficient de sinuosité, quatre classes de sinuosités sont généralement prises en compte, selon Malavoi et Bravard (2010) :

- $SI < 1,05$: cours d'eau quasiment rectiligne (par ex. lit moyen des rivières en tresses, de nombreuses rivières chenalisées) ;
- $1,05 < SI < 1,25$: cours d'eau sinueux ;
- $1,25 < SI < 1,5$: cours d'eau très sinueux ;
- $SI > 1,5$: cours d'eau méandriforme.

Le coefficient de sinuosité, peut être utilisé comme un indicateur du degré de cohésion des berges et d'activité géodynamique potentielle du cours d'eau (Malavoi et Bravard 2010) : une sinuosité modérée étant généralement représentative de cours d'eau actifs aux berges peu cohésives, des cours d'eau très sinueux étant pour la plupart peu actifs aux berges très cohésives.

Malavoi et Bravard (2010) concluent qu'un cours d'eau naturel ne présente jamais un tracé rectiligne sauf cas particuliers (contrôle géologique, absence de pente ou très forte pente, ou sur une très courte période comme après scindement de sinuosités). **De fait, un tracé rectiligne est presque toujours indicateur d'une intervention anthropique (appelée rectification), généralement**

synonyme d'altérations hydromorphologiques et écologiques : ces opérations, en modifiant son équilibre dynamique, réduisent les capacités de rétention des écoulements et des sédiments du cours d'eau (la sinuosité produisant une résistance à l'écoulement). Ainsi, selon Malavoi et Adam (2007), la rectification d'un cours d'eau s'exprime dans son cas le plus extrême par le rescindement de méandres (réduction de la sinuosité) et se traduit en général par :

- des dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques caractéristiques dont notamment : la perte de fréquence et de durée de submersion du lit majeur et des annexes hydrauliques ;
- une déconnexion des annexes hydrauliques ou des anciennes sinuosités rescindées (du fait de l'incision induite, souvent associée aux effets de la mise en place de protections latérales et de digues en même temps que les rescindements) ;
- l'aggravation des inondations en aval.

Plus le cours d'eau est sinueux, plus il oppose une résistance importante aux écoulements, affectant par conséquent la fréquence et la durée de submersion du lit majeur et des annexes hydrauliques. La submersion du lit majeur en période de crue permet de réduire la vitesse des écoulements et de favoriser la sédimentation dans la plaine alluviale. L'évaluation de la sinuosité du cours d'eau constitue donc un paramètre qui permet d'évaluer l'intensité du ralentissement des ruissellements et de la rétention des sédiments dans les sites alluviaux (Encadré ci-après). Plus la sinuosité du cours d'eau est importante, plus ces deux fonctions seront à même de s'exprimer.

Encadré 7: « Sinuosité du cours d'eau »

Paramètre à la base de l'indicateur : la longueur développée du cours d'eau et la longueur de l'enveloppe de méandrage du cours d'eau en passant par les points d'inflexion des sinuosités

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur la BD ORTHO®.

Où est mesuré le paramètre ? Sur le cours d'eau associé au site.

Indicateur : sinuosité du cours d'eau associé au site.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Sinuosité du cours d'eau**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial *ET* (longueur développée du cours d'eau / longueur de l'enveloppe de méandrage du cours d'eau en passant par les points d'inflexion des sinuosités) / 2 > 1, *ALORS Sinuosité du cours d'eau* = 1.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial *ET* (longueur développée du cours d'eau / longueur de l'enveloppe de méandrage du cours d'eau en passant par les points d'inflexion des sinuosités) / 2 ≤ 1, *ALORS*

Sinuosité du cours d'eau = (longueur développée du cours d'eau / longueur de l'enveloppe de méandrage du cours d'eau en passant par les points d'inflexion des sinuosités) / 2.

Indicateur inspiré du coefficient de sinuosité (SI) mentionné ci-avant dans la bibliographie relative à cet indicateur.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'amplitude de la sinuosité du cours d'eau associé au site ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments.

Interprétation de l'indicateur et principales limites :

Plus la valeur de l'indicateur est importante, plus le cours d'eau est sinueux, plus les conditions sont vraisemblablement favorables à des dépôts sédimentaires et au ralentissement des écoulements superficiels dans le site en période de crue. Lorsque la valeur de l'indicateur est :

- ≤ 0,525 ; le cours d'eau est rectiligne.
-]0,525 - 0,625] ; le cours d'eau est sinueux ;
-]0,625 - 0,75] ; le cours d'eau est très sinueux ;
- > 0,75 ; le cours d'eau est méandriforme.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :

[0 - 0,525]]0,525 - 0,6]]0,6 - 0,65]]0,65 - 0,75]]0,75 - 1]
Très peu favorable au ralentissement des ruissellements et à la rétention des sédiments <i>Cours d'eau rectiligne</i>				Très favorable au ralentissement des ruissellements et à la rétention des sédiments <i>Cours d'eau méandriforme</i>

2. « Proximité au lit mineur »

Définition de la proximité de la zone humide au lit mineur

La proximité spatiale d'une zone humide au lit mineur peut être évaluée par la distance métrique entre le centre de la zone humide et le lit mineur du cours d'eau auquel elle est associée.

Propriétés associées à la proximité de la zone humide au lit mineur

D'après le Guide technique des Agences de l'Eau « Les zones humides et la ressource en eau » (2002), l'aptitude d'une zone humide à atténuer les crues dépend notamment de :

- la rugosité des milieux liée aux obstacles susceptibles d'opposer une résistance à l'écoulement (terrain irrégulier, végétation, structures construites) ;
- sa position dans le bassin versant : situation amont/aval dans le bassin versant, mais aussi positionnement par rapport au lit majeur/mineur ;
- sa superficie relative par rapport à celle du bassin de drainage ;
- ses caractéristiques morphologiques (capacité de stockage).

Il est également précisé qu'une des limites de l'efficacité d'une zone humide à assurer sa fonction d'atténuation des crues est l'accessibilité de la zone humide aux crues. Par conséquent, l'emplacement d'une zone humide par rapport au lit mineur du cours d'eau auquel elle est associée, influence l'opportunité pour elle d'assurer les fonctions d'écrêtement des crues et de stockage des sédiments : plus la zone humide est proche du lit mineur (indicateur de proximité élevé, proche de 1), plus elle est accessible par les crues, plus elle a l'opportunité d'assurer ses fonctions d'atténuation des crues et d'interception des matières en suspension.

Quand le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial, la distance entre le site et le cours d'eau auquel il est associé a des effets importants sur la connexion entre la zone humide et le cours d'eau. La proximité spatiale entre le site et le cours d'eau constitue alors un paramètre qui permet d'évaluer sommairement l'isolement du site par rapport au cours d'eau (Encadré ci-après). Plus cette distance est importante, moins les zones humides auront vraisemblablement l'opportunité d'exercer les fonctions de ralentissement des ruissellements ou de rétention des sédiments en période de crues (apports d'eau et de sédiments amoindris).

Encadré 8 : « Proximité au lit mineur »

Paramètre à la base de l'indicateur : distance entre le lit mineur du cours d'eau et le centroïde du site.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur la BD ORTHO®.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : distance entre le lit mineur du cours d'eau et le centre du site.

Etalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015. La valeur du paramètre est continue, la valeur de l'indicateur sera continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, la distance entre le lit mineur et le centroïde du site a été déterminée pour les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux, soit 43 sites sur les 163 sites tests. La figure ci-dessous représente la distribution de la distance (km) entre le lit mineur du cours d'eau et le centroïde du site pour les 43 sites alluviaux. Le premier quartile est de 0,032 km, la médiane est de 0,070 km et le troisième quartile est de 0,109 km. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5 \times$ étendue interquartile) est de 0,200 km avec 7 sites ayant une distance au lit mineur supérieure à cette valeur.

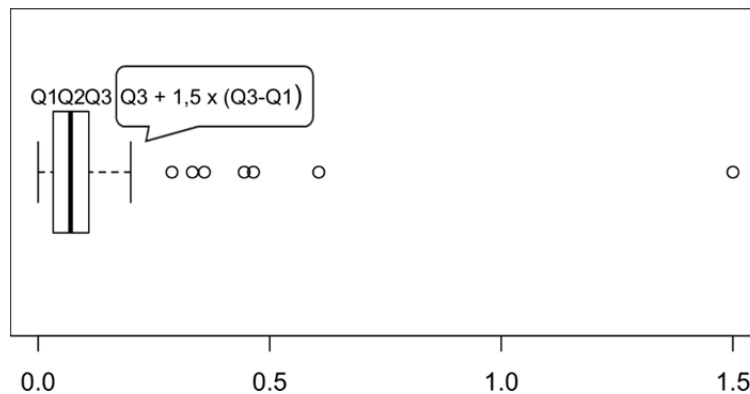


Figure 34 : Distance (en km) entre le lit mineur et le centroïde du site sur les 43 sites tests de 2015 dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux.

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la distance entre le lit mineur et le site. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la distance atteindra la valeur extrême supérieure mesurée lors de la phase de test de 2015, soit la valeur de 0,200 km. La distance entre le lit mineur du cours d'eau et le site est donc multipliée par $1 / 0,200 = 5$ et retranchée à une valeur de 1. Dans des cas exceptionnels où la distance est $\geq 0,200$ km, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

*Si le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial, ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Proximité au lit mineur**.*

*Si l'observateur estime que le site a une forme concave ou convexe (risque que le centroïde soit hors du site), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Proximité au lit mineur**.*

*Si le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial ET la distance entre le lit mineur et le centroïde du site est $\geq 0,200$ km, ALORS **Proximité au lit mineur** = 0.*

Si le site est dans système hydrogéomorphologique alluvial ET la distance entre le lit mineur et le centroïde du site est $< 0,200$ km, ALORS

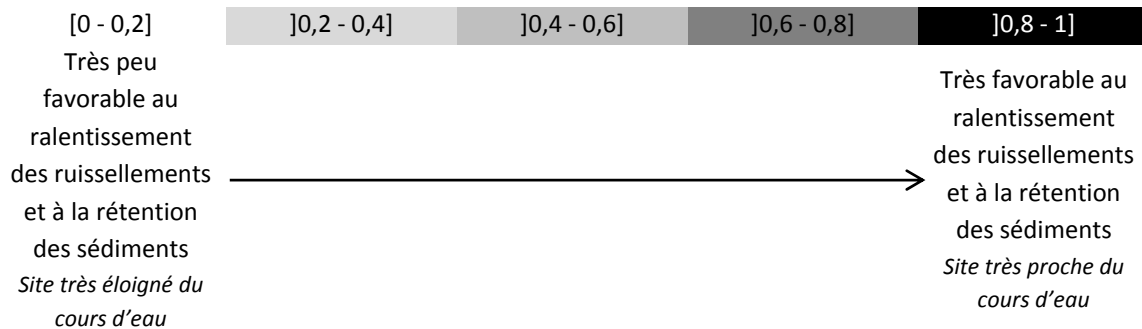
Proximité au lit mineur = $1 - (\text{distance entre le lit mineur et le centroïde du site en km} \times 5)$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la distance entre le centre du site et le lit mineur du cours d'eau ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : plus la valeur de l'indicateur est importante, plus l'ensemble du site est proche du cours d'eau et l'opportunité pour le site de ralentir les ruissellements et de retenir les sédiments en période de crue est importante. On peut mentionner comme limite à cet indicateur son caractère subjectif déconnecté du fonctionnement hydraulique réel du cours d'eau et de son espace de mobilité.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



3. « Incision du lit mineur »

Les processus de dépôt et d'érosion du lit d'un cours d'eau sont la résultante d'une recherche permanente d'équilibre dynamique entre les flux sédimentaires et les flux hydriques (balance de Lane 1955). Un éventuel déséquilibre de cette balance peut induire un exhaussement ou une incision du lit (réponse du cours d'eau) (Malavoi et al. 2011).

L'incision d'un cours d'eau constitue une altération hydromorphologique majeure se traduisant par l'enfoncement (généralisé) du lit mineur dans ses alluvions, résultant d'une érosion régressive ou progressive (Glossaire sur l'Eau, Eau France d'après source Cemagref/Irstea). L'érosion régressive se propage depuis l'aval vers l'amont à partir d'une rupture topographique. A l'inverse, l'incision du lit par érosion progressive est due à un déficit sédimentaire : la rivière, dissipant moins d'énergie dans le transport des sédiments, dispose de plus d'aptitudes pour éroder le fond de son lit et l'érode donc de l'amont vers l'aval jusqu'à retrouver une saturation en charge grossière et/ou jusqu'à obtenir une pente ne permettant plus le transport de sédiments (Malavoi et Bravard 2010).

Définition de la hauteur du niveau à pleins bords

La hauteur du lit à pleins bords correspond à la capacité d'écoulement maximale du chenal du cours d'eau avant débordement dans son lit majeur ou dans la plaine d'inondation. Cette hauteur à pleins bords (Hpb) correspond au débit de pleins bords associé à une largeur du lit de pleins bords (Lpb). Ce débit de pleins bords et la pente de la vallée sont deux facteurs qui définissent globalement l'énergie du cours d'eau « en crue ». D'après Malavoi et al. (2011), un faible rapport largeur/profondeur (Lpb / Hpb) à pleins bords (par ex. ratio < 3) peut faire suspecter une incision, même si ces valeurs existent naturellement dans certaines conditions (chenaux à lit unique et à berges très cohésives) : la comparaison avec une valeur de référence du rapport Lpb/Hpb (dépendant de la typologie du cours d'eau) permettant ou non de confirmer l'incision.

La mesure de la hauteur à pleins bords, seule, ne peut donc pas indiquer totalement si le cours d'eau est incisé. Cependant, une hauteur à pleins bords importante peut traduire un enfoncement du lit et donc une déconnection vraisemblable du cours d'eau vis-à-vis de ses milieux adjacents, donnant une indication du niveau d'incision du cours d'eau.

Propriétés de la hauteur du niveau à pleins bords

Même si la valeur brute de la hauteur à pleins bords ne traduit pas de fait une incision (plutôt rapport hauteur / largeur, profil en long), une augmentation temporelle de cette hauteur à pleins bords peut traduire un processus d'incision, qui affecte les fonctionnalités des zones humides associées aux cours d'eau. Selon Malavoi et al. (2011), de nombreux cours d'eau ont connu ou connaissent des dysfonctionnements hydrosédimentaires importants, caractérisés notamment par des processus d'incision généralisée liés à des perturbations anthropiques majeures (par ex. stabilisation volontaire des versants, extractions massives de granulats, implantation d'ouvrages faisant obstacle au transport naturel de la charge de fond tels que les barrages et seuils) qui induisent un déséquilibre de la balance de Lane. **L'enfoncement du lit (et donc l'augmentation de la hauteur à pleins bords) provoqué par ces processus d'incision, allant parfois jusqu'à la disparition totale du substrat alluvial, altèrent les milieux associés au cours d'eau, notamment les zones humides en lit majeur, qui peuvent se trouver asséchées ou déconnectées.** Selon l'intensité de l'incision (de l'enfoncement du lit), les impacts sur les milieux naturels sont plus ou moins importants

et plus ou moins réversibles (Piégay 1996, Le Coz 2003, Larue 2004, Steiger *et al.* 2005, Rollet *et al.* 2006). Globalement, une diminution de la diversité des habitats du lit majeur est observée en lien avec une diminution de sa fréquence d'immersion (perte de fonction de ces milieux connexes vis-à-vis de l'écêtement des crues ou du stockage de sédiments).

De manière générale, les impacts les plus connus de ces processus d'incision liés aux altérations du transport solide sont notamment l'abaissement des nappes phréatiques alluviales et ses effets indirects comme l'assèchement des écosystèmes riverains, une érosion accrue des berges non protégées par des cours d'eau cherchant à compenser le déficit de charge solide par une recharge sédimentaire latérale et une réduction de la pente via l'augmentation de la sinuosité, une modification de la nature des fonds voire une mise à nu du substratum rocheux... (Malavoi *et al.* 2011).

L'incision se traduit par des effets hydrogéologiques extrêmement profonds (lit majeur transformé en terrasse alluviale et ne jouant plus de rôle en termes d'écêtement des crues et déstockage sédimentaire). La hauteur à plein bord constitue un paramètre permettant d'évaluer sommairement le niveau d'incision du cours d'eau (Encadré ci-après). Plus cette hauteur est importante, moins les zones humides adjacentes au cours d'eau auront vraisemblablement l'opportunité d'exercer les fonctions de ralentissement des ruissellements ou de rétention des sédiments et la fonction de recharge de nappe.

Encadré 9: « Incision du lit mineur »

Paramètre à la base de l'indicateur : différence topographique maximale entre le niveau à pleins bords du cours d'eau et son lit mineur.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Sur le cours d'eau.

Indicateur : hauteur maximale du niveau à pleins bords du cours d'eau.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial *OU* l'observateur n'a pas été capable de mesurer la différence topographique maximale entre le niveau à pleins bords du cours d'eau et son lit mineur, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Incision du lit mineur**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial *ET* l'observateur a mesuré la différence topographique maximale entre le niveau à pleins bords du cours d'eau et son lit mineur, *ALORS* **Incision du lit mineur** =

- 1 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale < 0,2 m ;
- 0,82 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale ≥ 0,2 m et < 0,5 m ;
- 0,64 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale ≥ 0,5 m et < 1 m ;
- 0,46 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale ≥ 1 m et < 1,5 m ;
- 0,28 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale ≥ 1,5 m et ≤ 2 m ;
- 0,1 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale > 2 m.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la hauteur du niveau à pleins bords maximale du cours d'eau ?

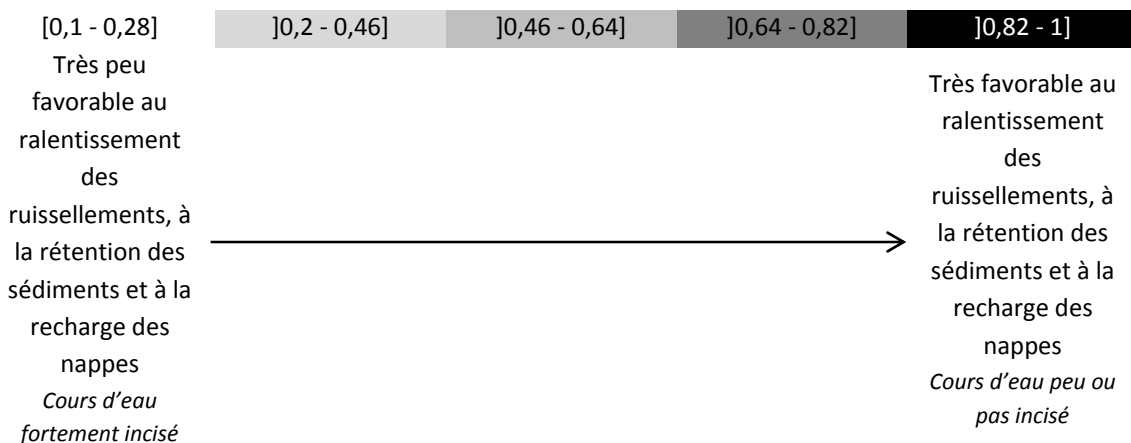
Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, recharge des nappes.

Interprétation de l'indicateur et principales limites :

Plus la valeur de l'indicateur est importante, plus la hauteur du niveau à pleins bords est faible plus l'opportunité de ralentir les écoulements et de retenir les sédiments qui proviennent des crues est vraisemblablement importante. Plus la valeur de l'indicateur est faible, plus le cours d'eau a un effet potentiellement drainant sur le site.

Comme limite, il est important de souligner que cet indicateur ne traduit pas systématiquement un dysfonctionnement hydraulique (incision). Idéalement, l'indicateur le plus pertinent correspondrait au ratio largeur pleins bords/hauteur pleins bords. En outre, il serait important de vérifier sur tout le linéaire du cours d'eau la présence d'indices signifiant l'occurrence d'un phénomène d'incision. De plus, les classes prises en compte restent assez peu précises.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



V.1.4.4. Indicateurs dans le paysage

1. « Richesse des grands habitats du paysage » et « Equipartition des grands habitats du paysage »

Remarque : voir la bibliographie en préalable à la présentation des indicateurs « richesse des grands habitats », « équipartition des grands habitats », « richesse des habitats » et « équipartition des habitats » dans le site, pour la définition de ce qui est considéré comme un habitat dans cette méthode (section V.1.4.5.12).

Définition du contexte paysager

Le contexte d'une unité d'habitat peut être défini comme la matrice, éventuellement sous la forme d'une mosaïque, qui environne directement l'unité d'habitat (Wiens *et al.* 1993). D'après Wiens (2002), le contexte autour des unités d'habitat est un des six thèmes centraux de l'écologie du paysage ; en plus de la qualité des unités d'habitat, des limites (lisières) entre les unités d'habitat, de la connectivité, de la nécessité de considérer impérativement la notion d'échelle et des exigences écologiques variables des organismes vivants.

Propriétés du contexte paysager

Prendre en compte le contexte autour des unités d'habitat est essentiel car elles ne fonctionnent pas indépendamment les unes des autres, mais comme des composantes fonctionnelles d'un paysage constitué d'écosystèmes multiples. La combinaison des unités d'habitat est donc fonctionnelle vu les interactions et les flux entre elles (Noss 1987). Dans leur revue sur la biodiversité dans le paysage et l'effet de la matrice qui environne les unités d'habitat sur les individus, les populations et les communautés, Prevedello et Vieira (2010) démontrent que le type de matrice autour d'une unité d'habitat a des effets à la fois sur les individus, les populations et les communautés dans 95% des études. Ces effets seraient très variables selon les espèces mais ils seraient souvent moindres que ceux de la superficie ou de l'isolement des unités d'habitat. Dans 88% des études, les matrices structurellement similaires aux unités d'habitat, sont d'une plus grande qualité pour les organismes étudiés dans l'unité d'habitat en question puisqu'elles permettent d'assurer une certaine connectivité fonctionnelle de l'unité d'habitat avec le paysage.

L'importance du contexte paysager pour expliquer la présence d'une espèce ou l'abondance de ses individus a pu être démontrée chez de nombreuses espèces et communautés. Ainsi l'utilisation des terres adjacentes aux zones humides dans un rayon de 250 à 300 m influence la diversité des plantes ; principalement en affectant l'abondance et la distribution des propagules dans les habitats adjoints et en affectant la dispersion des propagules (Houlahan *et al.* 2006). La composition forestière, la proportion de forêt à feuilles persistantes, la densité de routes... à des distances variables (de 1 km à 300 m) ont des effets significatifs sur la présence de nombreuses espèces d'oiseaux terrestres. Prendre en compte ces effets permet d'estimer les conséquences de différents scénarios d'évolution du paysage sur la présence des espèces avec une approche multi-espèces (Schwenk et Donovan 2011). Concernant les amphibiens et les reptiles, de grandes étendues d'habitats terrestres seraient nécessaires autour des zones humides pour maintenir la biodiversité, pour leur alimentation ou encore pour leur hivernage (Semlitsch et Bodie 2003). D'autres études sur les amphibiens et les reptiles rapportent le rôle du contexte autour des unités d'habitat sur la

présence des espèces (effets variables selon les espèces), l'abondance des individus et la richesse spécifique (Gagné et Fahrig 2007, Attum *et al.* 2008).

Dans les paysages hétérogènes, où les stratégies de conservation se concentrent souvent sur des communautés homogènes distinctes, il est recommandé de considérer entre autres le contexte paysager d'un site (par ex. type d'habitat environnant et connectivité) tout autant que les caractéristiques intrinsèques du site (Noss 1987). Les connaissances sur les interrelations entre une zone humide et le paysage environnant sont importantes pour assurer le succès des mesures de restauration tout comme pour préserver les zones humides (Davidsson *et al.* 2000). Le paysage environnant a une importance indéniable pour expliquer la distribution des espèces, mais la gestion et la fragmentation du paysage a souvent une influence encore plus importante. Ainsi, concernant les espèces de papillons, les projets de conservation ne doivent pas seulement se concentrer sur des mesures à l'échelle d'unité d'habitat mais aussi à l'échelle du paysage en tenant compte de la capacité de dispersion de chaque espèce (Cozzi *et al.* 2008).

Le contexte paysager autour du site a un effet important sur le fonctionnement écologique des unités d'habitat du site. Dans le cadre de cette méthode, le contexte paysager autour du site sera décrit en évaluant le nombre d'habitats et l'équitabilité des habitats dans le paysage (Encadrés ci-après). Il est considéré qu'en général plus le nombre d'habitats et l'équipartition des habitats dans le paysage du site est importante, plus le contexte paysager autour du site est favorable à l'accomplissement du cycle biologique d'un grand nombre d'espèces dans le site. Vu la bibliographie, cet effet peut cependant être variable selon les espèces et peut être négatif quand une très forte diversité d'habitat traduit une importante fragmentation qui réduit la superficie des unités d'habitat notamment.

La ressemblance des habitats du site avec ceux dans le paysage est évaluée par ailleurs avec l'indicateur « similarité avec le paysage » (section V.1.4.5.13).

Encadré 10 : « Richesse des grands habitats du paysage »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible et des SCAN 25®. A partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre les habitats « D Tourbières hautes et bas-marais », « E Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens » et parfois les habitats « F Landes, fourrés et toundras ». Il est donc préconisé lorsque des doutes existent de se tourner vers d'éventuelles informations à l'échelle locale (par ex. inventaires des tourbières, informations dans les zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique, les arrêtés préfectoraux de protection de biotope, les sites du réseau Natura 2000) ou encore d'aller faire des vérifications rapides sur le terrain. Les informations dans les dossiers de police de l'eau sont également des sources d'informations potentielles.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : nombre d'habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015. La valeur du paramètre est continue, la valeur de l'indicateur sera également continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Le nombre maximal potentiel d'habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage des sites tests est de 10. Lors de la phase de test du prototype 2015, le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 dans les paysages des sites a été recensé sur 163 sites tests. Le tableau ci-dessous présente le nombre de sites tests par nombre d'habitats EUNIS niveau 1 recensés dans le paysage. Le minimum est de 3 et la valeur médiane est de 5. Un maximum de 8 habitats EUNIS niveau 1 a été recensé (n = 2 sites tests). Deux habitats (« A Habitats marins » et « B Habitats côtiers ») sont peu représentés, en lien avec la localisation²⁰ des sites tests de 2015 et le champ d'application de la méthode²¹. Dans les sites d'une superficie ≤ 5 ha, un maximum de 7 habitats EUNIS niveau 1 (n = 10 sites tests) avait été recensé dans le paysage des sites tests de 2015.

Tableau 4 : Effectifs des sites tests de 2015 (n = 163) selon le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 recensés dans le paysage.

Nombre d'habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage	3	4	5	6	7	8
Nombre de sites	9	43	64	24	21	2

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur augmentera avec le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 recensés dans le paysage du site. L'indicateur a été étalonné afin que sa valeur soit de 1 lorsque le nombre d'habitats recensés dans le paysage du site est ≥ 8.

Si le nombre total d'habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage est ≥ 8, **ALORS Richesse des grands habitats du paysage = 1.**

²⁰ Peu de sites tests de 2015 sont localisés à proximité du littoral.

²¹ Les milieux saumâtres, salés et marins du littoral sont exclus du champ d'application de la méthode. Les habitats marins et côtiers sont donc logiquement absents des sites mais peuvent être présents dans le paysage des sites.

Si le nombre total d'habitats EUNIS niveau 1 est < 8, ALORS

$$\text{Richesse des grands habitats du paysage} = \frac{\text{nombre total d'habitats EUNIS niveau 1 recensés dans le paysage}}{8}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quel est le nombre d'habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 détectés dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 croît dans le paysage et l'hétérogénéité des habitats est plus grande dans le paysage.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :

[0,125 - 0,375]]0,375 - 0,5]]0,5 - 0,625]]0,625 - 0,75]]0,75 - 1]
Très peu favorable à l'hétérogénéité des habitats				Très favorable à l'hétérogénéité des habitats
Très peu d'habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage				Au moins 7 habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage

Encadré 11 : « Equipartition des grands habitats du paysage »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur estime la part relative des habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible et des SCAN 25®. A partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre les habitats « D Tourbières hautes et bas-marais », « E Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens » et parfois les habitats « F Landes, fourrés et toundras ». Il est donc préconisé lorsque des doutes existent de se tourner vers d'éventuelles informations à l'échelle locale (par ex. inventaires des tourbières, informations dans les zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique, les arrêtés préfectoraux de protection de biotope, les sites du réseau Natura 2000) ou encore d'aller faire des vérifications rapides sur le terrain. Les informations dans les dossiers de police de l'eau sont également des sources d'informations potentielles.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

L'équitabilité représente la distribution relative des habitats dans le paysage. Elle peut être définie comme le rapport entre la diversité mesurée grâce à l'indice de Shannon-Weaver (c'est-à-dire $-\sum p_i \log_{10} p_i$, où p_i est la part relative du site occupée par l'habitat i , (Shannon et Weaver 1949) et la diversité théorique maximale (c'est-à-dire $\log_{10} N$ où N est le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage) (Pielou 1966). Lors de la phase de test du prototype 2015, la part relative des habitats EUNIS niveau 1 a été déterminée dans le paysage des 163 sites tests. La figure ci-dessous représente la distribution de l'indice d'équitabilité dans les paysages des 163 sites tests. Le premier quartile est de 0,382, la médiane est de 0,490 et le troisième quartile de 0,570.

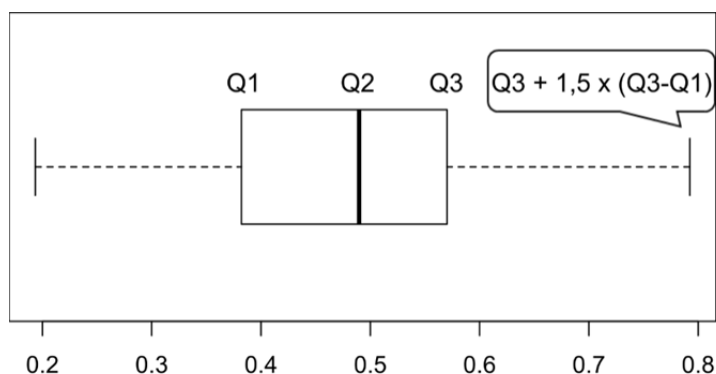


Figure 35: Indice d'équitabilité des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage des 163 sites tests de 2015.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\text{Equipartition des grands habitats du paysage} = -\sum p_i \log_{10} p_i / \log_{10} N$$

Où

N ; est le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage.

p_i ; est la part relative du paysage occupée par l'habitat EUNIS niveau 1 i .

Etant donné son mode de calcul, l'indice d'équitabilité varie entre 0 et 1. L'indice d'équitabilité est de 0 quand la totalité du paysage est occupé par un seul type d'habitat EUNIS niveau 1. Il est de 1 lorsqu'il y a équitartition

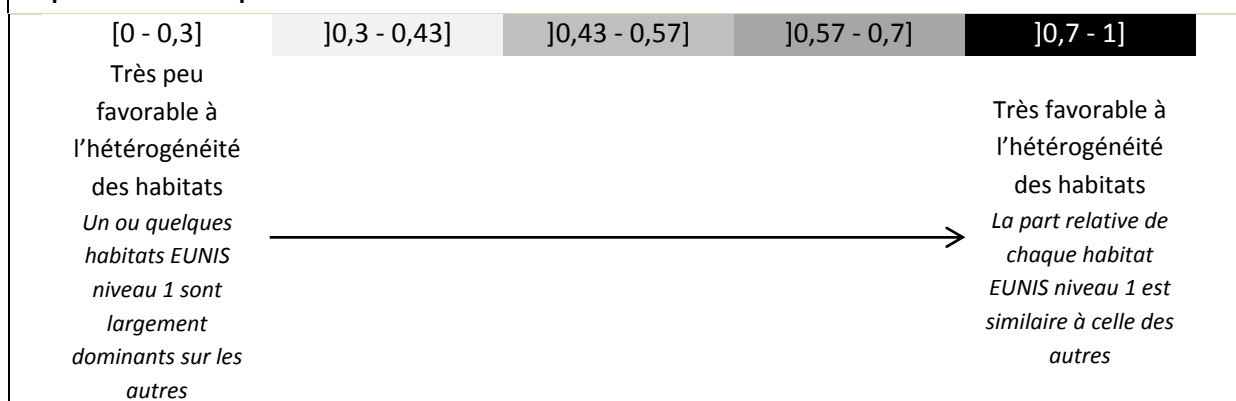
des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage. La valeur de l'indicateur d'équipartition des grands habitats du paysage suivra donc la même variation que l'indice d'équitabilité. Bien que les retours des tests de 2015 démontrent que les valeurs de 0 et 1 n'ont jamais été atteintes pour cet indicateur (aucun paysage parfaitement homogène ou avec une part de chaque habitat EUNIS niveau 1 très similaire), la formule d'origine pour calculer l'équitabilité est conservée pour calculer l'indicateur sans réétalonnage.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'équipartition des habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part relative de chaque habitat EUNIS niveau 1 est de plus en plus similaire à celle des autres habitats dans le paysage, il y a équipartition. A l'inverse, quand la valeur de l'indicateur diminue, un type d'habitat ou quelques habitats EUNIS niveau 1 dominant de plus en plus les autres habitats du paysage.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



2. « Corridors boisés », « Corridors aquatiques permanents », « Corridors aquatiques temporaires », « Rareté des grandes infrastructures de transport » et « Rareté des petites infrastructures de transport »

Définition des corridors

De nombreuses définitions d'un corridor sont proposées dans la littérature (par ex. Beier et Noss 1998, Tischendorf et Fahrig 2000a, Chetkiewicz *et al.* 2006). **Pour Puth et Wilson (2001), la clef de leur définition réside dans un double mécanisme : (1) la canalisation et (2) le mouvement. Ainsi, une structure est un corridor si quelque chose y transite avec une trajectoire plus restreinte que celles possibles dans les unités d'habitat et la matrice. Les corridors sont souvent considérés comme des éléments linéaires du paysage qui connectent au moins deux unités d'habitat naturelles ou semi-naturelles et qui facilitent les mouvements d'un ou plusieurs taxons** (Soulé et Gilpin 2001). Il est possible de décrire les corridors selon leur isolement temporel, leur durée d'existence, la présence et l'emplacement des connexions (Leibowitz et Vining 2003 dans Leibowitz 2003), leurs attributs structurels (sinuosité, largeur, longueur) (voir Hess et Fischer 2001), leurs formes (en bandes, en lignes, anastomosés) (Forman et Godron 1981, Noss 1983), leur nature (par ex. aquatique *versus* terrestre)...

Propriétés des corridors

Les corridors sont des éléments de connectivité, mais ce sont aussi des habitats potentiels, des filtres, des barrières qui s'opposent au déplacement des individus, ou encore des puits et des sources pour les populations (Hess et Fischer 2001). Par exemple, les cours d'eau sont des corridors puisque des organismes vivants, des nutriments et des matériaux y transitent (Forman 1995) et ils facilitent la connexion entre les écosystèmes tributaires. Cependant ils constituent aussi des habitats puisque des espèces y accomplissent tout ou partie de leur cycle biologique (Fraser *et al.* 1999). Hess et Fischer (2001) soulignent donc la nécessité d'intégrer la complexité des fonctions des corridors et de cibler explicitement certaines fonctions dans les projets de conservation. En effet, ces fonctions sont complexes et dépendent aussi de la matrice et des organismes (Tischendorf et Fahrig 2000a).

Les corridors sont des zones d'interactions biotiques et abiotiques majeures entre les unités d'habitat dans le paysage qui ont une influence disproportionnée sur les fonctions comparé à la superficie qu'ils occupent (Puth et Wilson 2001). En général, le taux d'extinction des populations dans des unités d'habitat distinctes décroît quand la qualité ou la superficie de l'unité d'habitat est plus grande alors que le processus de recolonisation s'accroît avec le linéaire de corridors (Forman 1995). Des expérimentations à grande échelle ont montré que les unités d'habitat connectées par des corridors abritaient plus d'espèces végétales autochtones que les unités d'habitat isolées. Ces différences augmentent par ailleurs avec le temps sans que l'invasion par des espèces allochtones des unités d'habitat connectées s'accroissent (Damschen *et al.* 2006). Il a été démontré que les corridors accroissent très significativement les déplacements entre unités d'habitat (par ex. Haddad *et al.* 2003). Le rôle des corridors pour le déplacement des invertébrés, des vertébrés non aviaires et des plantes est plus évident que pour les oiseaux qui se déplacent moins fréquemment dans les corridors ; même s'ils les utilisent aussi plus fréquemment que la matrice pour se déplacer. Il a également été démontré que les déplacements d'individus sont plus fréquents dans les corridors naturels que dans ceux « manipulés » (Gilbert-Norton *et al.* 2010). La jonction créée par les corridors

entre des unités d'habitat en fait une piste d'action intéressante pour limiter les effets négatifs de la fragmentation ou favoriser la préservation de populations viables dans les unités d'habitat (Beier et Noss 1998, Orrock *et al.* 2003). Les efforts pour maintenir et créer ces corridors sont donc importants dans des projets de conservation (Gilbert-Norton *et al.* 2010). Des synthèses bibliographiques telle que celle de Sordello *et al.* (2013) peuvent accompagner une interprétation plus poussée sur l'effet variable des types de corridors selon les espèces considérées.

Les corridors ont une influence majeure sur les flux d'individus. Dans le cadre de cette méthode, il est choisi de discuter l'effet des corridors au regard de la connectivité qu'ils peuvent générer dans le paysage du site. Les types de corridors décrits dans le paysage tiennent principalement compte des exigences biologiques des organismes (terrestres, aquatiques ou amphibiens), de l'existence temporaire ou permanente des corridors et des perturbations anthropiques associées. Ainsi, cinq types de corridors sont distingués : (1) les corridors boisés, (2) les corridors aquatiques permanents (habitats aquatiques linéaires avec un écoulement le plus souvent permanent), (3) les corridors aquatiques temporaires, (4) les grandes infrastructures de transport (surtout les autoroutes, les routes nationales et les voies ferrées) et (5) les petites infrastructures de transport (autres réseaux routiers que ceux précités). Il est considéré qu'en général plus les corridors boisés et les corridors aquatiques sont importants dans le paysage d'un site, plus ils sont favorables à la connectivité. A l'inverse, plus les infrastructures de transport sont importantes dans le paysage d'un site, moins elles sont en général favorables à la connectivité (effet barrière pour le déplacement de la plupart des individus) (Encadrés ci-après).

Encadré 12 : « Corridors boisés »

Paramètre à la base de l'indicateur : les alignements d'arbres ou plantations d'arbres fruitiers dont la largeur est < 25 m, avec un espace minimum entre deux haies parallèles ≥ 50 m et d'une longueur ≥ 100 m, conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour les haies de la BD TOPO®.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit d'utiliser (1) les haies du fichier « ZONE_VEGETATION » de la BD TOPO® récente et/ou (2) les haies dont il mesure le linéaire sur une BD ORTHO® récente.

Deux sources d'information sont proposées car l'identification des haies dans la BD TOPO® n'est pas complète à l'échelle nationale (40 départements sur la BD TOPO® de 2012 où les haies sont identifiées).

Des corrections grâce à des connaissances de terrain sont possibles. Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (haies récentes non inventoriées), il peut ajouter les haies identifiables sur une BD ORTHO® récente. Il peut aussi corriger des informations de la BD TOPO® selon sa connaissance du terrain (par ex. arrachement récent d'une haie qui avait été inventoriée dans la BD TOPO®).

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : proportion du paysage occupée par les corridors boisés.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues sur 40 départements²² où les haies sont vectorisées dans le fichier « ZONE_VEGETATION » de la BD TOPO® de 2012. Un examen visuel a permis de vérifier que ces départements étaient représentatifs de contextes bocagers très variés (par ex. Vendée : bocage très dense, Alpes Maritimes : bocage très réduit, Ain : intermédiaire).

²² Ain, Allier, Alpes-Maritime, Ardèche, Ardennes, Aube, Aveyron, Bas-Rhin, Bouches-du-Rhône, Calvados, Cher, Deux-Sèvres, Drôme, Eure, Finistère, Haute-Marne, Hautes-Pyrénées, Haut-Rhin, Indre, Isère, Landes, Loire, Loire-Atlantique, Maine-et-Loire, Marne, Mayenne, Morbihan, Nièvre, Nord, Pas-de-Calais, Puy-de-Dôme, Pyrénées-Atlantiques, Rhône, Sarthe, Savoie, Tarn, Vaucluse, Vendée, Vienne, Yonne. Sur les autres départements, le fichier « ZONE_VEGETATION » de la BD TOPO® de 2012 existe, mais les haies ne sont pas distinguées des autres types de zones de végétation vectorisées.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Les 40 départements sont découpés en 3 038 mailles de 10 × 10 km. La figure ci-dessous représente la distribution de la part relative de corridors boisés dans les 3 038 mailles (c'est-à-dire superficie des corridors boisés dans la maille en ha / superficie de la maille en ha). Le premier quartile est de 0,00799, la médiane est de 0,02121 et le troisième quartile est de 0,03794. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,08266. 64 mailles ont une part relative de corridors boisés > 0,08266 (valeurs atypiques).

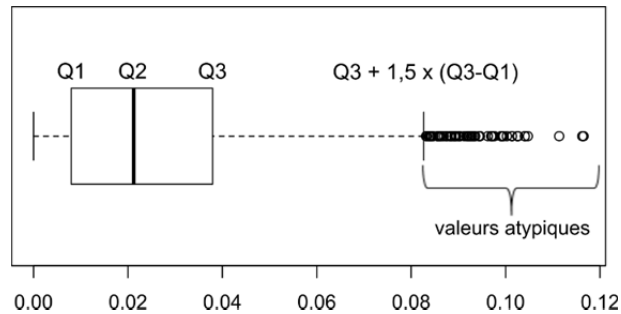


Figure 36 : Part relative de corridors boisés en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km dans 40 départements (n = 3 038 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de corridors boisés dans le paysage. Elle augmentera avec la part relative de corridors boisés dans le paysage. Elle sera de 1 lorsque la part relative de corridors boisés dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure obtenue sur les 3 038 mailles de 10 × 10 km sur 40 départements, soit la valeur de 0,083. La part relative de corridors boisés est donc multiplié par $1 / 0,082661701 = 12,09750$ pour obtenir l'indicateur.

La relation entre la superficie de corridors boisés renseignée par la BD TOPO® et le linéaire de corridors boisés mesurés à partir de la BD ORTHO® a été étudiée dans le paysage de 68 sites tests du prototype 2015 où ces valeurs étaient connues. Il existe une relation linéaire ($r^2 = 0,87$, p-value < $2,2 \cdot 10^{-16}$, ordonnée à l'origine fixée à 0) entre ces deux valeurs sur ces 68 sites. **Part relative de corridors boisés dans le paysage d'après le fichier « ZONE_VEGETATION » de la BD TOPO® = 1,10634 × densité de corridors boisés mesurés par l'observateur sur la BD ORTHO® en km / ha.** Ainsi, d'après cette relation, la valeur extrême supérieure sur la BD TOPO® de 0,08266 correspond à une densité de haies (mesurée sur la BD ORTHO®) de 0,07471 km/ha.

A partir de cette relation, trois formules sont proposées pour calculer l'indicateur. Elles tiennent compte du fait que différentes sources d'information peuvent être mobilisées et que l'observateur peut appliquer des corrections. Ces formules ne sont pas indépendantes entre elles. Ainsi, la valeur de l'indicateur dans le paysage d'un site à un instant t doit rester sensiblement la même quelle que soit la source d'information exploitée et donc la formule mobilisée.

Formule 1 – la superficie de corridors boisés dans le paysage est calculée via la BD TOPO®:

Si la part relative de corridors boisés d'après la BD TOPO® dans le paysage est $\geq 0,08266$, ALORS **Corridors boisés** = 1.

Si la part relative de corridors boisés d'après la BD TOPO® dans le paysage < 0,08266, ALORS

$$\text{Corridors boisés} = \text{part relative de corridors boisés dans le paysage d'après la BD TOPO®} \times 12,09750$$

Formule 2 – le linéaire de corridors boisés est mesuré manuellement sur la BD ORTHO® :

Si la densité de corridors boisés dans le paysage mesurée sur la BD ORTHO® est $\geq 0,07471$ km/ha, ALORS **Corridors boisés** = 1.

Si la densité de corridors boisés dans le paysage mesurée sur la BD ORTHO® est < 0,07471 km/ha, ALORS

Corridors boisés = $(1,10634 \times \text{densité de corridors boisés mesurée dans le paysage en km/ha sur la BD ORTHO}^{\circledast}) \times 12,09750$

Formule 3 – la superficie de corridors boisés est calculée via la BD TOPO[®] mais l’observateur ajoute des linéaires de haies mesurés sur la BD ORTHO[®] qui ne sont pas sur la BD TOPO[®] :

*Si [part relative de corridors boisés dans le paysage d’après la BD TOPO[®] + 1,10634 × densité de corridors boisés dans le paysage en km/ha mesuré sur la BD ORTHO[®]] est ≥ 0,08266, ALORS **Corridors boisés** = 1.*

Si [part relative de corridors boisés dans le paysage d’après la BD TOPO[®] + 1,10634 × densité de corridors boisés dans le paysage en km/ha mesuré sur la BD ORTHO[®]] est < 0,08266, ALORS

Corridors boisés = (part relative de corridors boisés dans le paysage d’après la BD TOPO[®]+ (1,10634 × densité de corridors boisés dans le paysage en km/ha mesuré sur la BD ORTHO[®])) × 12,09750

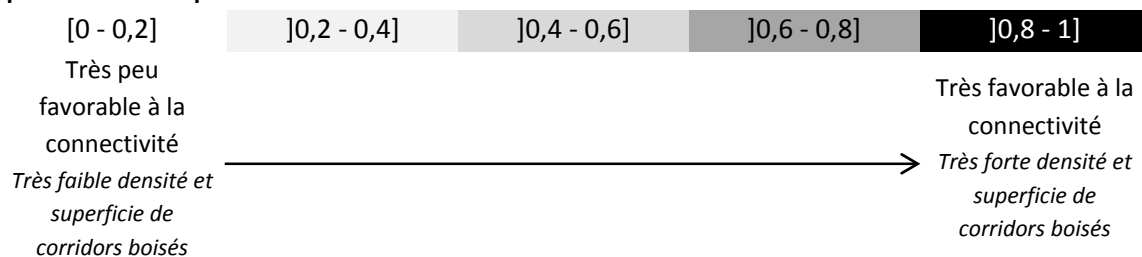
Question à laquelle répond l’indicateur : quelle proportion du paysage est occupée par des corridors boisés ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l’indicateur et principales limites : quand la valeur de l’indicateur croît, la superficie et la densité de haies dans le paysage croissent et la connectivité attribuable aux corridors boisés est de plus en plus importante pour les espèces qui les utilisent comme « conduit ».

L’interprétation est à nuancer selon le contexte paysager (par ex. une faible densité de corridors boisés dans un paysage forestier n’a pas le même effet que dans un paysage ouvert majoritairement « terrestre ») et l’indicateur ne tient pas compte du taux d’éléments boisés (par ex. bosquets, arbres isolés) dans le paysage, qui est souvent considéré comme un aspect également clef pour la connectivité fonctionnelle.

Représentation simplifiée de l’indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 13 : « Corridors aquatiques permanents »

Paramètre à la base de l'indicateur : les cours d'eau permanents naturels ou artificiels plus les gros fossés de plus de 2 m de large lorsqu'ils coulent de manière permanente. Les fossés dont le débit n'est pas permanent sont sélectionnés en fonction de l'environnement. Ils sont généralement exclus lorsqu'ils longent une voie de communication conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour les éléments vectorisés avec un régime permanent dans le fichier « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. Les corridors aquatiques permanents inventoriés dans la BD TOPO® qui traversent des grandes étendues d'eau (par ex. lacs) ne doivent pas être pris en compte.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les linéaires vectorisés avec un régime permanent dans le fichier « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des corridors aquatiques permanents ne sont pas absents de la BD TOPO® avec les SCAN 25®, la BD ORTHO® ou grâce à des connaissances de terrain. Des vérifications sur le terrain sont possibles.

Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (corridors aquatiques permanents non inventoriés dans la BD TOPO®), il peut ajouter des corridors aquatiques permanents qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.

Remarque : un inventaire national des cours d'eau est en projet. Il pourrait se substituer à l'utilisation de la BD TOPO® dans le futur.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues sur toute la France métropolitaine avec le linéaire vectorisé avec un régime permanent dans le fichier « TRONCON_COURS_D_EAU » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. La figure ci-dessous représente la distribution de la densité de corridors aquatiques permanents (c'est-à-dire le linéaire de corridors aquatiques permanents dans la maille en km / superficie de la maille en ha) dans les 5 859 mailles. Le premier quartile est de 0,00341 km/ha, la médiane est de 0,00516 km/ha et le troisième quartile de 0,00700 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,01237 km/ha avec 188 mailles ayant une densité de corridors aquatiques permanents supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

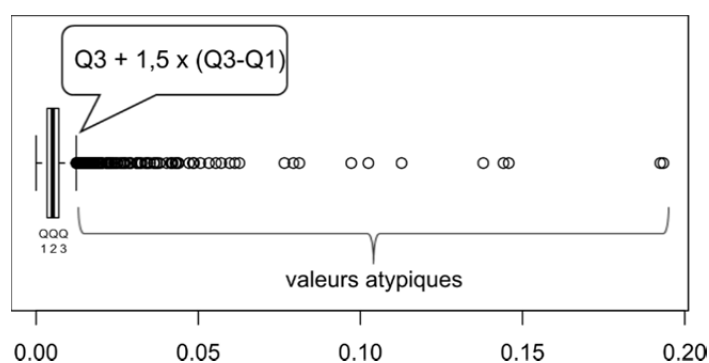


Figure 37 : Densité de corridors aquatiques permanents (km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 5 859 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de corridors aquatiques permanents dans le paysage. Elle augmentera avec la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage. Elle sera de 1 lorsque la

densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure des densités de corridors aquatiques permanents en France métropolitaine, soit la valeur de 0,01237 km/ha. La densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage est donc multipliée par $1 / 0,012372531 = 80,8242065$ pour obtenir l'indicateur. Dans des cas exceptionnels où la densité de corridors aquatiques permanents est $\geq 0,01237$ km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

Si la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage est $\geq 0,01237$ km/ha, ALORS **Corridors aquatiques permanents** = 1.

Si la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage est $< 0,01237$ km/ha, ALORS

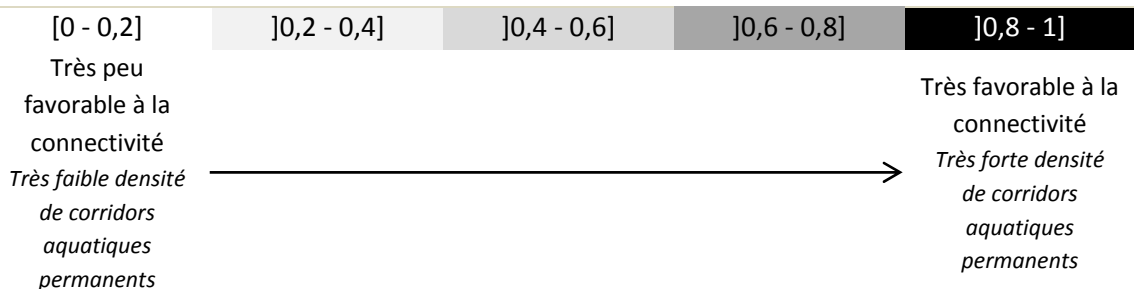
$$\text{Corridors aquatiques permanents} = \frac{\text{linéaire total des corridors aquatiques permanents en km} \times 80,8242065}{\text{superficie du paysage en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage croît et la connectivité attribuable aux corridors aquatiques permanents est de plus en plus importante pour les espèces qui les utilisent comme « conduit ». L'interprétation de la valeur de l'indicateur est à nuancer selon le contexte paysager du site. Par exemple, une faible densité de corridors aquatiques permanents dans un paysage avec une forte dominance d'habitats aquatiques (par ex. lacs) n'a pas les mêmes effets que dans un paysage avec des habitats « plus terrestres ». On peut mentionner comme limite à cet indicateur, que l'étalonnage n'est pas fait sur un échantillon de zones humides mais sur toute la France (répartition des zones humides vraisemblablement pas homogène sur tout le territoire).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 14 : « Corridors aquatiques temporaires »

Paramètre à la base de l'indicateur : les cours d'eau temporaires naturels, à l'exception des tronçons de moins de 100 m situés aux extrémités amont du réseau. Les cours d'eau temporaires artificiels ou artificialisés sont sélectionnés en fonction de leur importance et de l'environnement (les tronçons longeant une voie de communication sont exclus, ainsi que les fossés). Les talwegs qui ne sont pas marqués par la présence régulière de l'eau sont exclus conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour les éléments vectorisés avec un régime intermittent dans le fichier « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. Les corridors aquatiques inventoriés dans la BD TOPO® qui traversent des grandes étendues d'eau (par ex. lacs) ne doivent pas être pris en compte.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les linéaires vectorisés avec un régime temporaire dans le fichier « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des corridors aquatiques temporaires ne sont pas absents de la BD TOPO® avec les SCAN 25®, la BD ORTHO® ou grâce à des connaissances de terrain. Des vérifications sur le terrain sont possibles.

Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (corridors aquatiques temporaires non inventoriés dans la BD TOPO®), il peut ajouter des corridors aquatiques temporaires qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.

Remarque : un inventaire national des cours d'eau est en projet. Il pourrait se substituer à l'utilisation de la BD TOPO® dans le futur.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues sur toute la France métropolitaine avec le linéaire vectorisé avec un régime intermittent dans le fichier « TRONCON_COURS_D_EAU » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. La figure ci-dessous représente la distribution de la densité de corridors aquatiques temporaires (c'est-à-dire le linéaire de corridors aquatiques temporaires dans la maille en km / superficie de la maille en ha) dans les 5 859 mailles. Le premier quartile est de 0,00308 km/ha, la médiane est de 0,00668 km/ha et le troisième quartile de 0,01104 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,02297 km/ha avec 324 mailles ayant une densité de corridors aquatiques temporaires supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

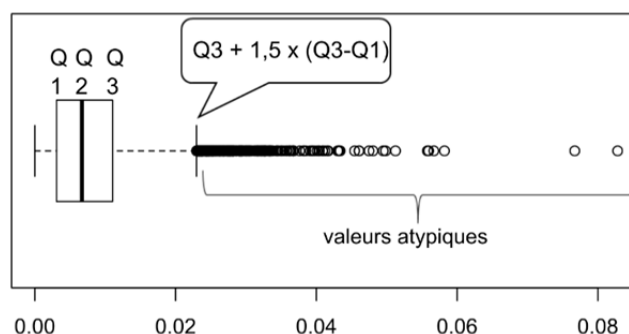


Figure 38 : Densité de corridors aquatiques temporaires (km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 5 859 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de corridors aquatiques temporaires dans le paysage. Elle augmentera avec la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage. Elle sera de 1 lorsque la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure des densités de corridors aquatiques temporaires en France métropolitaine, soit la valeur de 0,02297 km/ha. La densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage est donc multipliée par $1 / 0,022974566 = 43,526393$ pour obtenir l'indicateur. Dans des cas exceptionnels où la densité de corridors aquatiques temporaires est $\geq 0,02297$, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

Si la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage est $\geq 0,02297$ km/ha, **ALORS Corridors aquatiques temporaires = 1.**

Si la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage est $< 0,02297$ km/ha, **ALORS**

$$\text{Corridors aquatiques temporaires} = \frac{\text{linéaire total des corridors aquatiques temporaires en km} \times 43,526393}{\text{superficie du paysage en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage croît et la connectivité attribuable aux corridors aquatiques temporaires est de plus en plus importante pour les espèces qui les utilisent comme « conduit ».

L'interprétation de la valeur de l'indicateur est à nuancer selon le contexte paysager du site. Par exemple, une faible densité de corridors aquatiques temporaires dans un paysage avec une forte dominance d'habitats aquatiques (par ex. lacs) n'a pas les mêmes effets que dans un paysage avec des habitats « plus terrestres ».

On peut mentionner comme limite à cet indicateur, que l'étalonnage n'est pas fait sur un échantillon de zones humides mais sur toute la France (répartition des zones humides vraisemblablement pas homogène sur tout le territoire).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
Très peu favorable à la connectivité				Très favorable à la connectivité
Très faible densité de corridors aquatiques temporaires	→			Très forte densité de corridors aquatiques temporaires

Encadré 15 : « Rareté des grandes infrastructures de transport »

Paramètre à la base de l'indicateur : les voies de communication destinées aux automobiles, aux piétons ou aux cycles avec uniquement les tronçons de route d'importance 1 ou 2 conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour les « routes primaires » de la BD TOPO®. Sont également incluses, les portions de voie ferrée. Il s'agit donc surtout des routes nationales, autoroutes et voies ferrées.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les infrastructures de transport des fichiers « ROUTE_PRIMAIRE » et « TRONCON_VOIE_FERREE » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des infrastructures de transport correspondant à cette définition ne sont pas absentes de la BD TOPO® avec les SCAN 25® ou la BD ORTHO®. Des corrections grâce à des connaissances de terrain sont possibles.

Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (infrastructures non inventoriées dans la BD TOPO®), il peut ajouter celles qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : densité de grandes infrastructures de transport dans le paysage.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connus sur toute la France métropolitaine avec le linéaire des grandes infrastructures de transport vectorisé dans les fichiers « ROUTE_PRIMAIRE » et « TRONCON_VOIE_FERREE » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. La figure ci-dessous représente la distribution de la densité des grandes infrastructures de transport (c'est-à-dire le linéaire des grandes infrastructures de transport dans la maille en km / superficie de la maille en ha) dans les 5 859 mailles. Le premier quartile est de 0,00044 km/ha, la médiane est de 0,00185 km/ha et le troisième quartile de 0,00376 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,00873 km/ha avec 310 mailles ayant une densité de grandes infrastructures de transport supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

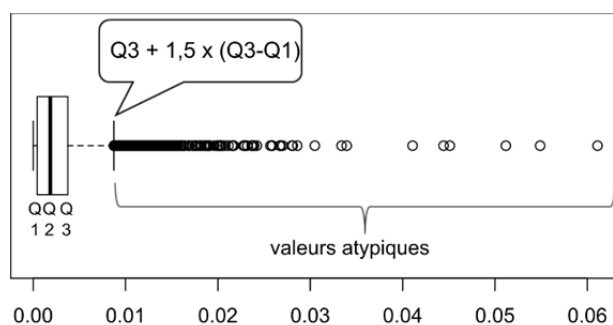


Figure 39 : Densité des grandes infrastructures de transport (en km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 5 859 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque les grandes infrastructures de transport seront absentes du paysage. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité des grandes infrastructures de transport dans le paysage. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité des grandes infrastructures de transport dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure des densités de grandes infrastructures de transport en France métropolitaine, soit la valeur de 0,00872 km/ha (la valeur de 0,0087273155 est ici arrondie à 0,00872 pour que l'indicateur ait une valeur comprise entre [0 - 1] avec les formules ci-après). La densité des grandes

infrastructures dans le paysage est donc multipliée par $1 / 0,0087273155 = 114,582772$ et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité des grandes infrastructures de transport. Dans des cas exceptionnels où la densité des grandes infrastructures de transport est $\geq 0,00872$ km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

Si la densité des grandes infrastructures de transport dans le paysage est $\geq 0,00872$ km/ha, **ALORS Rareté des grandes infrastructures de transport = 0.**

Si la densité des grandes infrastructures de transport dans le paysage est $< 0,00872$ km/ha, **ALORS**

$$\text{Rareté des grandes infrastructures de transport} = 1 - \frac{\text{linéaire total des grandes infrastructures de transport en km} \times 114,582772}{\text{superficie du paysage en ha}}$$

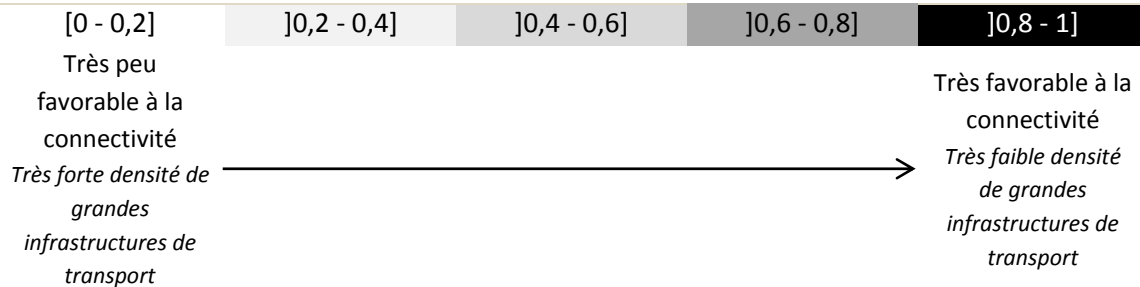
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de grandes infrastructures de transport dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de grandes infrastructures de transport dans le paysage décroît et l'effet barrière attribuable aux corridors sous la forme de grandes infrastructures de transport est de plus en plus réduit pour les espèces pour lesquelles ils constituent un obstacle à leur déplacement.

Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner qu'il ne tient pas compte des éventuels aménagements réalisés sur les infrastructures de transport (par ex. passage faune sauvage) qui peuvent atténuer leur effet barrière.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 16 : « Rareté des petites infrastructures de transport »

Paramètre à la base de l'indicateur : les voies de communication destinées aux automobiles, aux piétons ou aux cycles avec uniquement les tronçons de route d'importance supérieure à 2, conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour le réseau secondaire de la BD TOPO®. Il s'agit donc surtout des routes départementales et des voies communales.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les infrastructures de transport du fichier « ROUTE_SECONDAIRE » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des infrastructures de transport correspondant à cette définition ne sont pas absentes de la BD TOPO® avec les SCAN 25® ou la BD ORTHO®. Des corrections grâce à des connaissances de terrain sont possibles.

Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (infrastructures non inventoriées dans la BD TOPO®), il peut ajouter celles qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : densité de petites infrastructures de transport dans le paysage.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connus sur toute la France métropolitaine avec le linéaire des petites infrastructures de transport vectorisé dans le fichier « ROUTE_SECONDAIRE » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. Un échantillonnage aléatoire parmi ces 5 859 mailles (10 × 10 km) a été réalisé et le linéaire des petites infrastructures de transport a été calculé sur 500 mailles. En effet, il paraissait beaucoup trop compliqué de réaliser cette analyse sur les 5859 mailles.

La figure ci-dessous représente la distribution de la densité des petites infrastructures de transport (c'est-à-dire le linéaire des petites infrastructures de transport dans la maille en km / superficie de la maille en ha) dans les 500 mailles. Le premier quartile est de 0,01975 km/ha, la médiane est de 0,02626 km/ha et le troisième quartile de 0,03334 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,05372 km/ha avec 34 mailles ayant une densité de petites infrastructures de transport supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

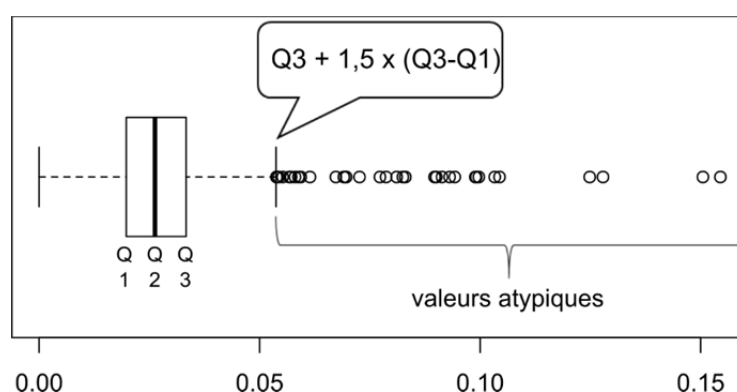


Figure 40 : Densité des petites infrastructures de transport (en km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 500 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque les petites infrastructures de transport seront absentes du paysage. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité des petites infrastructures de transport

dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure des densités de petites infrastructures de transport en France métropolitaine, soit la valeur de 0,05372 km/ha. La densité des petites infrastructures dans le paysage est donc multipliée par $1 / 0,05372497 = 18,61331891$ et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité des petites infrastructures de transport. Dans des cas exceptionnels où la densité des petites infrastructures de transport est $\geq 0,05372$ km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

Si la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage est $\geq 0,05372$ km/ha, **ALORS Rareté des petites infrastructures de transport = 0.**

Si la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage est $< 0,05372$ km/ha, **ALORS**

$$\text{Rareté des petites infrastructures de transport} = 1 - \frac{\text{linéaire total des petites infrastructures de transport en km} \times 18,61331891}{\text{superficie du paysage en ha}}$$

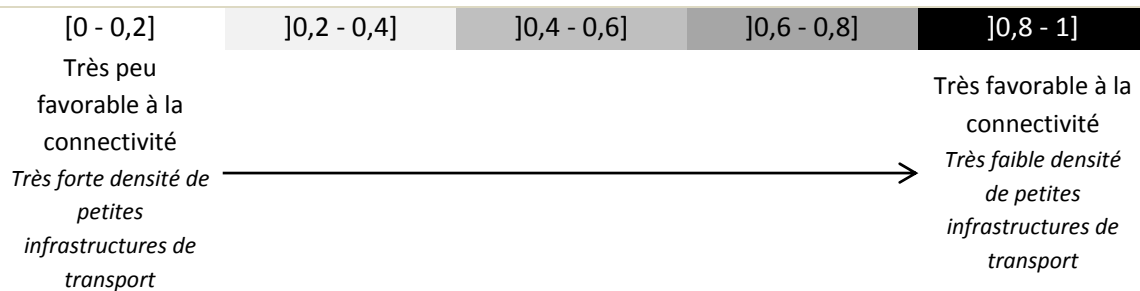
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de petites infrastructures de transport dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de petites infrastructures de transport dans le paysage décroît et l'effet barrière attribuable aux corridors sous la forme de petites infrastructures de transport est de plus en plus réduit pour les espèces pour lesquelles ils constituent un obstacle à leur déplacement.

Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner qu'il ne tient pas compte de l'intensité de la fréquentation des infrastructures de transport ni des éventuels aménagements réalisés sur les infrastructures de transport (par ex. passage faune sauvage) qui peuvent atténuer leur effet barrière.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



V.1.4.5. Indicateurs dans le site

1. « Végétalisation du site »

Remarque : voir la bibliographie en préalable à la présentation de l'indicateur « dévégétalisation de la zone tampon » (section V.1.4.2.1).

De même que la zone tampon peut avoir un rôle de « filtre » (effet tampon) majeur sur les transferts de sédiments et de nutriments entre la zone contributive et le site, le site lui-même peut avoir un rôle de « filtre » sur ces transferts vers l'aval. Tout comme dans la zone tampon, de nombreuses caractéristiques peuvent affecter l'efficacité du site à réaliser des fonctions hydrologiques et biogéochimiques. Il est en général admis que la présence d'un couvert végétal permanent dans le site favorise la rétention des sédiments et des nutriments. Dans le cadre de cette méthode, la part du site présentant un couvert végétal permanent (sans distinction du type de couvert) doit être donc estimée par l'observateur pour évaluer l'efficacité du site. Il est donc considéré qu'en général plus la part du site avec un couvert végétal permanent est importante, plus les conditions sont favorables à la rétention des composés azotés, phosphore et des sédiments dans le site (Encadré ci-après).

Remarque : moins la part de la zone tampon avec un couvert végétal permanent est importante plus le site a l'opportunité de retenir des nutriments et des sédiments (c'est-à-dire, apports accrus de nutriment et de sédiments dans le site - indicateur « dévégétalisation de la zone tampon »). Dans le site, plus la part du site avec un couvert végétal permanent est importante plus le site a la capacité de retenir des nutriments et des sédiments (indicateur « végétalisation du site »).

Encadré 17 : « Végétalisation du site »

Paramètre à la base de l'indicateur : le couvert végétal permanent dans le site. Est considéré comme un couvert végétal permanent, un couvert végétal dense, non saisonnier et non clairsemé (sol non observable ou très peu observable). Par exemple, les cultures saisonnières et les couverts végétaux clairsemés où le sol est observable ne sont pas considérés comme un couvert végétal permanent.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur fait un premier repérage du couvert végétal dans le site sur la BD ORTHO® la plus récente disponible. Des vérifications sur le terrain et des corrections éventuelles sont impératives dans un second temps pour estimer la part du site avec un couvert végétal permanent.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative du site occupée par un couvert végétal permanent.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\text{Végétalisation du site} = \frac{\text{superficie du site avec un couvert végétal permanent en ha}}{\text{superficie du site en ha}}$$

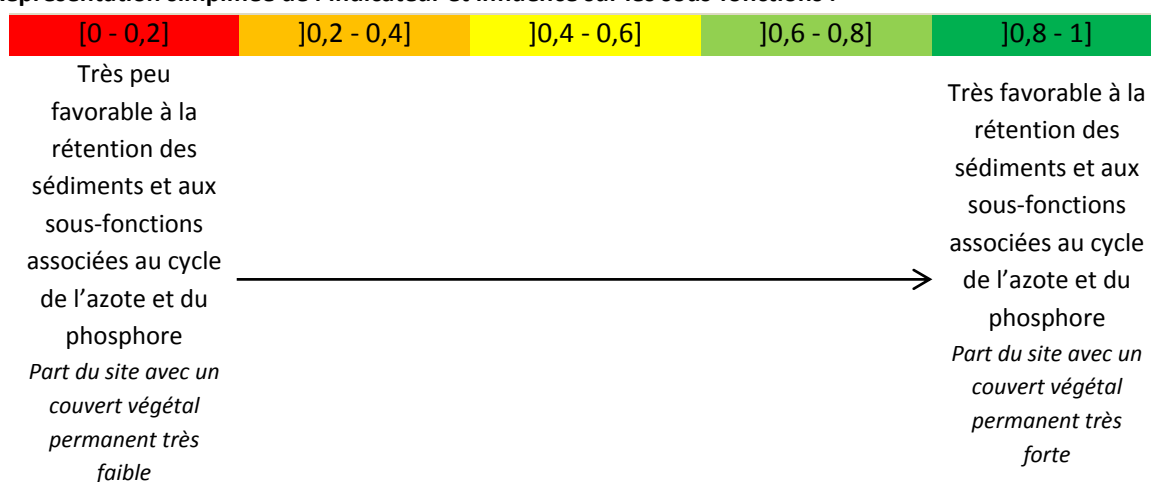
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la part relative du site avec un couvert végétal permanent ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la proportion du site avec un couvert végétal permanent croît et la capacité du site à retenir des sédiments et des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive augmente.

Comme limite, on peut mentionner le fait que cet indicateur ne tient pas compte de toute une série de paramètres dans le site qui peuvent affecter la rétention des sédiments et des nutriments (par ex. pente ou propriétés du sol).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur les sous-fonctions :



2. « Couvert végétal 1 » et « Couvert végétal 2 »

Définition du « stockage » des nutriments dans les tissus végétaux

Les nutriments (N et P) présents dans le sol sont assimilés par les racines des végétaux puis transformés et stockés sous forme organique dans leurs tissus. Lorsque les tissus végétaux se retrouvent au sol sous forme de litière (par ex. chute des feuilles, renouvellement des racines), les formes organiques de l'azote et du phosphore sont alors minéralisées et libérées dans le sol durant la décomposition (Tabacchi *et al.* 2000). **Dans le cas du carbone, la fixation du CO₂ de l'atmosphère a lieu par photosynthèse dans les tissus chlorophylliens des végétaux.** Le stockage des nutriments dans les tissus végétaux est donc un processus temporaire.

Propriétés du couvert végétal pour stocker les nutriments

L'importance et le temps de rétention des nutriments par la végétation dépendent de la biomasse végétale totale et de la durée de vie des organes où sont séquestrés les nutriments. **Ainsi, la durée et l'importance du stockage des nutriments varient selon le type de communautés végétales (par ex. Dhondt *et al.* 2006).** Les boisements ont régulièrement été considérés comme des milieux plus efficaces pour retenir l'azote assimilé comparativement aux milieux herbacés (Hefting *et al.* 2005, Maltby 2009). Deux raisons principales sont invoquées pour expliquer ce phénomène : le temps de résidence élevé de l'azote dans les organes lignifiés (Maltby 2009) et la profondeur de l'enracinement (Lowrance *et al.* 1995). Cette hiérarchisation est toutefois sujette à débat. En effet, des résultats contraires ont par exemple été obtenus par Groffman *et al.* (1991), Haycock et Pinay (1993), Osborne et Kovacic (1993). D'autres n'ont pu mettre en évidence de différence significative entre ces types de milieux (Vought *et al.* 1994, Lyons *et al.* 2000, Clément *et al.* 2002, 2003a, b, Syversen 2002, Sabater *et al.* 2003). Pour ces raisons et contrairement à Maltby (2009), les couverts de type forestier, herbacé (cultivé ou non) sous réserve dans le cas des couverts herbacés d'exportation de la biomasse (par ex. fauchage, pâturage, faucardage)²³ sont considérés dans cette méthode comme équivalents. **Par extrapolation, les phragmitaies et les autres milieux amphibies végétalisés sont également considérés comme équivalents. En revanche, dans le cas où la biomasse n'est pas exportée, la contribution des milieux herbacés à la rétention azotée est considérée comme plus faible que dans le cas des milieux arborés, étant donné que l'assimilation n'est pas stimulée par le renouvellement des tissus que provoque l'exploitation par l'homme.**

Le phosphore du sol est largement assimilé au cours de la saison de végétation (notamment au printemps) mais, comme l'azote, il est rapidement libéré lors de la sénescence des tissus (Mitsch *et al.* 1995). Son stockage est donc temporaire et dépend des formations végétales (vitesse d'absorption, biomasse totale, durée de vie des organes) mais également des conditions abiotiques locales. A noter que comparativement aux processus physico-chimiques comme l'adsorption et la précipitation du phosphore, l'assimilation de phosphore par la végétation est généralement considérée comme réduite (voir Mitsch *et al.* 1995) mais les conclusions à ce sujet sont très variables

²³ A noter que des résultats tout aussi complexes à analyser ont été obtenus à une échelle plus fine que celle de l'habitat (ou de la communauté végétale). En effet, alors que d'après Coleman *et al.* (2001), *Typha* spp. assimile des quantités d'azote plus importantes que *Scirpus* spp., Picard *et al.* (2005) et Bachand et Home (2000) n'ont observé aucune différence ou des résultats contraires.

(par ex. Faulkner et Richardson 1990, Tanner *et al.* 1995, Hunter *et al.* 2001). **L'hypothèse évoquée ci-dessus pour l'azote d'une équivalence entre les milieux sous réserve d'une exportation de la biomasse végétale dans le cas des milieux herbacés ou cultivés est retenue.**

L'importance et la durabilité des stocks de carbone dans une zone humide dépendent en partie du stock de carbone dans les communautés végétales ; mais ils dépendent également d'autres facteurs qui ont une influence cruciale comme l'engorgement. Selon le type de végétaux, la quantité totale de biomasse aérienne et souterraine et la durée de vie des organes varient. Les forêts se caractérisent par les plus importants stocks de carbone suivis des communautés arbustives et des milieux ouverts (par ex. Bridgham *et al.* 2006). Cela s'explique notamment par le fait que les tissus végétaux lignifiés riches en carbone ont une durée de vie plus importante. De plus, une fois au sol, ces tissus se décomposent beaucoup plus lentement comparativement aux tissus non lignifiés, en particulier en conditions anaérobies.

L'assimilation végétale des nutriments dépend du type de couvert végétal et du mode de gestion (exportation ou non de la biomasse) qui affectent la durée et l'importance du stockage dans les tissus végétaux. Le type de couvert végétal est pris en compte pour estimer l'intensité des sous-fonctions d'assimilation végétale de l'azote, des orthophosphates et de séquestration du carbone. Concernant l'assimilation de l'azote et des orthophosphates, l'ensemble des couverts végétaux sont considérés comme équivalents (sauf les couverts muscinaux ou clairsemés), sous réserve qu'une exportation de la biomasse végétale ait lieu dans le cas des couverts herbacés (cultivés ou non). Dans le cas contraire (absence d'exportation de la biomasse), les couverts herbacés seront considérés moins aptes à retenir l'azote ou le phosphore. La sous-fonction de séquestration du carbone est évaluée en décrivant la part relative des types de couverts végétaux (présence de tissus végétaux ligneux) et les modes d'exploitation de la biomasse (principalement pâturage et fauchage) dans le site (Encadrés ci-après).

Encadré 18 : « Couvert végétal 1 »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de couvert végétal dans le site et éventuellement les pratiques anthropiques exercées.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie et estime la part de chaque type de couvert végétal sur le terrain. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des couverts végétaux dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative de chaque type couvert végétal dans le site modulée selon la capacité vraisemblable à assimiler et stocker l'azote et les orthophosphates.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si des couverts herbacés bas ou hauts (majoritairement composés d'espèces non ligneuses) sont dans le site ET les pratiques consistant à exporter la biomasse sont inconnues dans ces couverts (par ex. l'observateur ne sait pas s'il y a un fauchage, un pâturage, un faucardage annuel), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Couvert végétal 1**.

Si il n'y pas de couverts herbacés bas ou hauts (majoritairement composés d'espèces non ligneuses) dans le site pour lesquels les pratiques consistant à exporter la biomasse sont inconnues dans ces couverts (par ex. l'observateur ne sait pas s'il y a un fauchage, un pâturage, un faucardage annuel), ALORS

$$\text{Couvert végétal 1} = \frac{S_{\text{Couverts clairsemés ou muscinaux}} \times 0,1 + S_{\text{Couverts herbacés sans export de biomasse}} \times 0,55 + S_{\text{Autres couverts}} \times 1}{S_{\text{site}}}$$

Où

$S_{\text{Couverts clairsemés ou muscinaux}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement clairsemés (habitats EUNIS niveau 1 « H Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée ») ou principalement muscinaux en ha.

$S_{\text{Couverts herbacés sans export de biomasse}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés (majoritairement composés d'espèces non ligneuses, ex. héliophytes, graminées, cultures) sans export de biomasse annuel (par ex. absence de fauchage, pâturage, faucardage) en ha.

$S_{\text{Autres couverts}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés avec export de biomasse (par ex. présence de fauchage, pâturage, faucardage), les couverts principalement arbustifs (≥ 1 m et < 7 m, surtout composés d'espèces ligneuses) et les couverts principalement arborescents (hauteur ≥ 7 m) en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

Les valeurs de 0,1, 0,55 et 1 sont attribuées à chaque type de couvert végétal pour indiquer un niveau croissant d'assimilation végétale de l'azote et des orthophosphates selon l'hypothèse que l'assimilation de l'azote et des orthophosphates par la végétation (et donc le stockage de ces composés) est équivalente entre les couverts végétaux, sauf dans les couverts végétaux clairsemés ou muscinaux qui sont peu productifs en biomasse et donc particulièrement peu favorables à l'assimilation et sauf dans les couverts herbacés sans exportation de la biomasse où les pratiques ne stimulent pas l'assimilation.

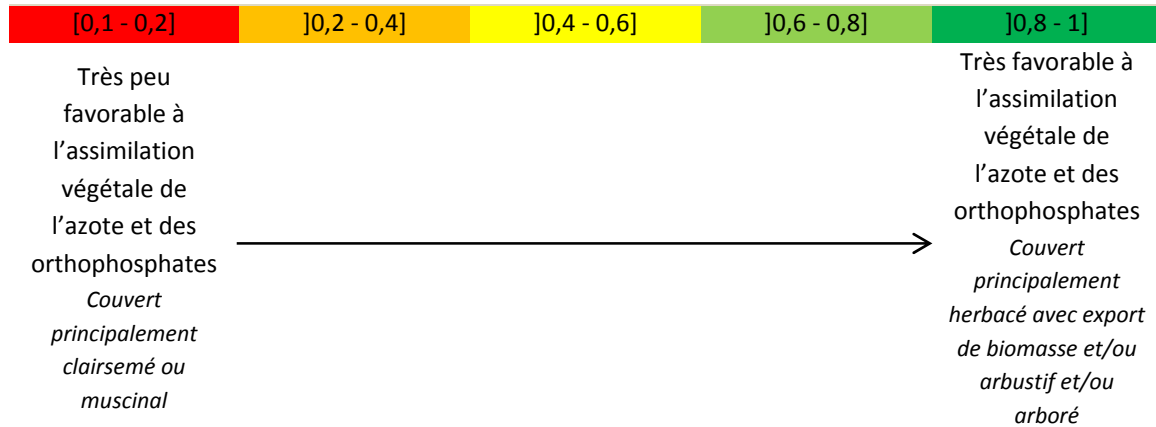
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'influence du type de couvert végétal sur l'assimilation et le stockage des composés associés à l'azote et au phosphore dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le couvert végétal dans le site et éventuellement le mode de gestion associé, sont plus favorables à l'assimilation végétale de l'azote et à l'assimilation végétale des orthophosphates.

Comme limite, on peut mentionner que les types de couverts végétaux pris en compte ici sont relativement peu précis.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 19 : « Couvert végétal 2 »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de couvert végétal sur le site et éventuellement les pratiques anthropiques exercées.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie et estime la part de chaque type de couvert végétal sur le terrain. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des couverts végétaux dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative de chaque type couvert végétal dans le site modulée selon la capacité vraisemblable à séquestrer le carbone.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si des couverts herbacés bas ou hauts (majoritairement composés d'espèces non ligneuses) sont dans le site ET les pratiques consistant à exporter la biomasse sont inconnues dans ces couverts (par ex. l'observateur ne sait pas s'il y a un fauchage, un pâturage, un faucardage annuel), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Couvert végétal 2**.

Si il n'y pas de couverts herbacés bas ou hauts (majoritairement composés d'espèces non ligneuses) dans le site pour lesquels les pratiques consistant à exporter la biomasse sont inconnues dans ces couverts (par ex. l'observateur ne sait pas s'il y a un fauchage, un pâturage, un faucardage annuel), ALORS

$$\text{Couvert végétal 2} = \frac{S_{\text{Couverts clairsemés ou muscinaux}} \times 0,1 + S_{\text{Couverts herbacés bas sans export de biomasse}} \times 0,25 + S_{\text{Couverts herbacés bas avec export de biomasse}} \times 0,4 + S_{\text{Couverts herbacés haut sans export de biomasse}} \times 0,55 + S_{\text{Couverts herbacés haut avec export de biomasse}} \times 0,7 + S_{\text{Couverts arbustifs}} \times 0,85 + S_{\text{Couverts arborescents}} \times 1}{S_{\text{site}}}$$

Où

$S_{\text{Couverts clairsemés ou muscinaux}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement clairsemés (habitats EUNIS niveau 1 « H Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée ») ou principalement muscinaux en ha.

$S_{\text{Couverts herbacés bas sans export de biomasse}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés bas (hauteur < 1 m) et les cultures, composés majoritairement d'espèces non ligneuses sans export de biomasse annuel (par ex. absence de fauchage, pâturage) en ha.

$S_{\text{Couverts herbacés bas avec export de biomasse}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés bas (hauteur < 1 m) et les cultures, majoritairement composés d'espèces non ligneuses avec export de biomasse annuel (par ex. présence de fauchage, pâturage) en ha.

$S_{\text{Couverts herbacés haut sans export de biomasse}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés hauts (hauteur ≥ 1 m) cultivés ou non, majoritairement composés d'espèces non ligneuses sans export de biomasse annuel (par ex. absence de faucardage) en ha.

$S_{\text{Couverts herbacés haut avec export de biomasse}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés hauts (hauteur ≥ 1 m) cultivés ou non, majoritairement composés d'espèces non ligneuses avec export de biomasse annuel (par ex. présence de faucardage) en ha.

$S_{\text{Couverts arbustifs}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement arbustifs (hauteur ≥ 1 m et < 7 m, surtout composés d'espèces ligneuses) en ha.

$S_{\text{Couverts arborescents}}$; la superficie totale de tous les couverts principalement arborescents (hauteur ≥ 7 m).
 S_{site} ; la superficie du site en ha.

Les valeurs de 0,1, 0,25, 0,4, 0,55, 0,7, 0,85 et 1 sont attribuées à chaque type de couvert végétal pour indiquer un niveau croissant de séquestration du carbone selon l'hypothèse que plus le couvert végétal est ligneux et important, plus la valeur du coefficient est importante et signifie une rétention plus importante du carbone. Dans les couverts non ligneux, l'exportation de biomasse stimule l'assimilation du carbone puis la séquestration du carbone.

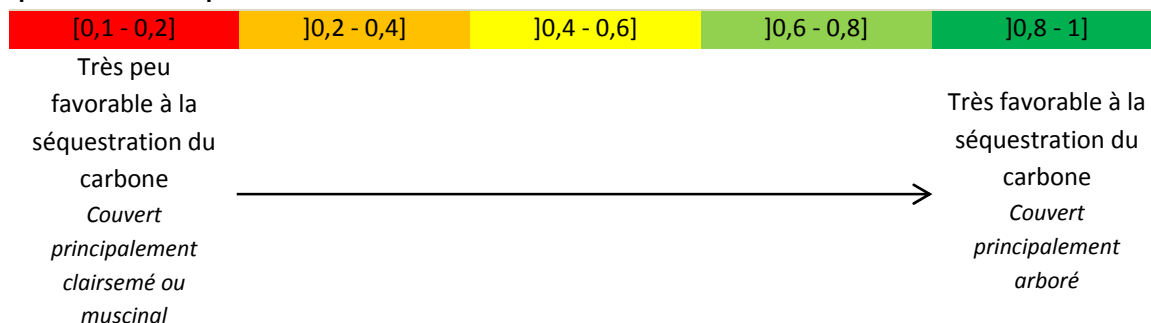
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'influence du type de couvert végétal sur la séquestration du carbone dans le site ?

Sous-fonction renseignée : séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le couvert végétal dans le site et éventuellement le mode de gestion associé, sont plus favorables à l'assimilation et à la séquestration du carbone.

Comme limite, on peut mentionner que les types de couverts végétaux pris en compte ici sont relativement peu précis. Il ne permet par exemple pas de distinguer des boisements très anciens (avec vraisemblablement une séquestration du carbone plus importante) de boisements moins anciens.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



3. « Rugosité du couvert végétal » spécifique aux sites dans un système hydrogéomorphologique alluvial

Définition de la rugosité associée au couvert végétal

L'étendue de la variabilité de la topographie est appelée la rugosité (Moser *et al.* 2007a). Le relief et le couvert végétal affectent cette rugosité. Ils ont donc un effet direct sur les écoulements.

Propriété de la rugosité du couvert végétal

Les écoulements en surface possèdent une énergie cinétique qui est dispersée non seulement par l'érosion des berges, du lit mineur et du lit majeur mais également par le relief et la végétation d'une zone humide (Agence de l'eau RM & C 2007). Dans les cours d'eau comme dans les zones humides, la végétation constitue donc une source de résistance face aux écoulements (Gu *et al.* 2007). **Kadlec (1990) considère même que la végétation est à l'origine de l'essentiel de la résistance opposée aux écoulements dans les zones humides.** Quand un écoulement traverse la végétation, la résistance aux écoulements dépend du type de végétation, de la densité de végétation, de la profondeur de l'eau et de la vitesse de l'écoulement (Gu *et al.* 2007). Les mécanismes de résistance qui résultent de l'interaction des écoulements avec les tiges ou la canopée de la végétation sont selon Roig (1994 dans Tsihrintzis et Madiedo 2000) : (1) les traînées formées, (2) les frottements superficiels, (3) les ondes de vagues formées et (4) les pertes d'énergie dues à la viscosité du fluide et à la turbulence.

L'hétérogénéité du couvert végétal conduit à des différences de durée de rétention des eaux dans les zones humides (Kadlec 2000 dans Kjellin *et al.* 2007, Wörman et Kronnäs 2005). Une faible vitesse des écoulements signifie que les particules sédimentaires et les composés associés (nutriments et autres) sont retenus sur une période plus importante dans la zone humide, permettant aux processus biogéochimiques de se dérouler (par ex. assimilation, dénitrification). De plus, l'eau peut s'infiltrer pour alimenter les aquifères sous-jacents. Dans la plupart des cas, les zones humides au sein d'un bassin versant permettent de réduire les pics de crues et de maintenir les écoulements en période de sécheresse (Maltby 2009). La résistance opposée par la végétation aux écoulements affecte l'efficacité du traitement des eaux en ralentissant les écoulements, ce qui permet aux processus biogéochimiques d'avoir lieu. Plus la végétation est dense, plus elle a une influence sur ces processus en augmentant les surfaces qui agissent sur la nitrification et la dénitrification (voir Kjellin *et al.* 2007).

Les formules traditionnelles pour estimer la résistance aux écoulements dans les chenaux sont les équations de Darcy-Weisbach, de Chèzy et de Manning selon Tsihrintzis et Madiedo (2000). Parmi ces trois équations celle de Manning, aussi appelée formule de Gauckler-Manning, ou de Gauckler-Manning-Strickler, est certainement l'une des plus communément utilisées. Elle est mesurée ainsi :

$$V = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2}$$

Dans cette équation V est la vitesse moyenne des écoulements ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), R est le rayon hydraulique de la section dans laquelle l'écoulement a lieu (m), S est la pente ($\text{m}\cdot\text{m}^{-1}$) et n est le coefficient de rugosité de Manning (Kröger *et al.* 2009). **Des valeurs de n sont fournies dans la littérature pour les plaines inondables** (Tableau ci-après). Ainsi, par ordre décroissant, les couverts

arborés opposent la résistance la plus élevée aux écoulements comparé aux couverts arbustifs et aux couverts herbacés.

Tableau 5 : Valeurs du coefficient de Manning n dans les plaines inondables selon le couvert végétal (issues de White 2005).

D'autres valeurs sont proposées dans la littérature pour n afin d'estimer la rugosité opposée par d'autres types de surfaces traversées par les écoulements.

Type de couvert végétal	n
Couvert arboré	$0,15 \pm 0,05$
Broussailles denses	$0,075 \pm 0,025$
Broussailles peu denses	$0,05 \pm 0,02$
Pâtures et terres cultivées	$0,035 \pm 0,01$

Dans les zones humides alluviales, le couvert végétal peut affecter fortement la vitesse d'écoulement des eaux. Il affecte donc les flux hydro-sédimentaires en surface et également l'efficacité des fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore.

Bien que cela présente un intérêt certain pour caractériser la résistance opposée aux écoulements dans une zone humide, le relief associé à la surface de fond de la zone humide n'est pas pris en compte dans cette méthode, car cela semble requérir des relevés topographiques trop chronophages pour être envisageables dans le cadre de l'application de cette méthode. Ainsi, seul le couvert végétal est pris en compte pour caractériser la rugosité opposée aux écoulements dans les zones humides alluviales avec cette méthode (Encadré ci-après). Il est considéré que plus le couvert végétal est important, plus l'efficacité des fonctions en rapport avec le ralentissement des ruissellements, la rétention des sédiments et les fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore est importante dans les sites alluviaux.

Encadré 20 : « Rugosité du couvert végétal »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de couvert végétal dans le site.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur fait une première description des couverts végétaux sur la BD ORTHO® la plus récente disponible. Des vérifications et des corrections éventuelles sont indispensables dans un second temps sur le terrain pour estimer la part de chaque couvert végétal dans le site. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des couverts végétaux dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative de chaque type couvert végétal dans le site modulée selon la rugosité opposée aux écoulements en surface.

Étalonnage de l'indicateur : cas 1 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial, **ALORS** aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Rugosité du couvert végétal**.

Si le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial, **ALORS**

$$\text{Rugosité du couvert végétal} = \frac{S_{\text{Couverts bas}} \times 0,2333 + S_{\text{Couverts intermédiaires}} \times 0,4167 + S_{\text{Couverts hauts}} \times 1}{S_{\text{site}}}$$

Où

$S_{\text{Couverts bas}}$; la superficie totale de tous les couverts végétaux < 1 m (essentiellement prairies, cultures...) et les zones sans couvert végétal en ha.

$S_{\text{Couverts intermédiaires}}$; la superficie totale de tous les couverts végétaux ≥ 1 m et < 7 m (essentiellement les strates arbustives sans strate arborée) en ha.

$S_{\text{Couverts hauts}}$; la superficie totale de tous les couverts végétaux ≥ 7 m (essentiellement arborescent) en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

Les valeurs de 0,2333, 0,4167 et 1 sont attribuées à chaque type de couvert végétal pour indiquer un niveau croissant de rugosité opposée aux écoulements. Ces valeurs sont issues de celles proposées dans le coefficient de rugosité de Manning, mais étalonnée pour avoir une valeur maximale de 1 (voir coefficient de rugosité de Manning n ci-avant dans la bibliographie ; une moyenne de la valeur du coefficient de rugosité pour un couvert arbustif dense et peu dense a été utilisée pour le couvert végétal ≥ 1 m et < 7 m).

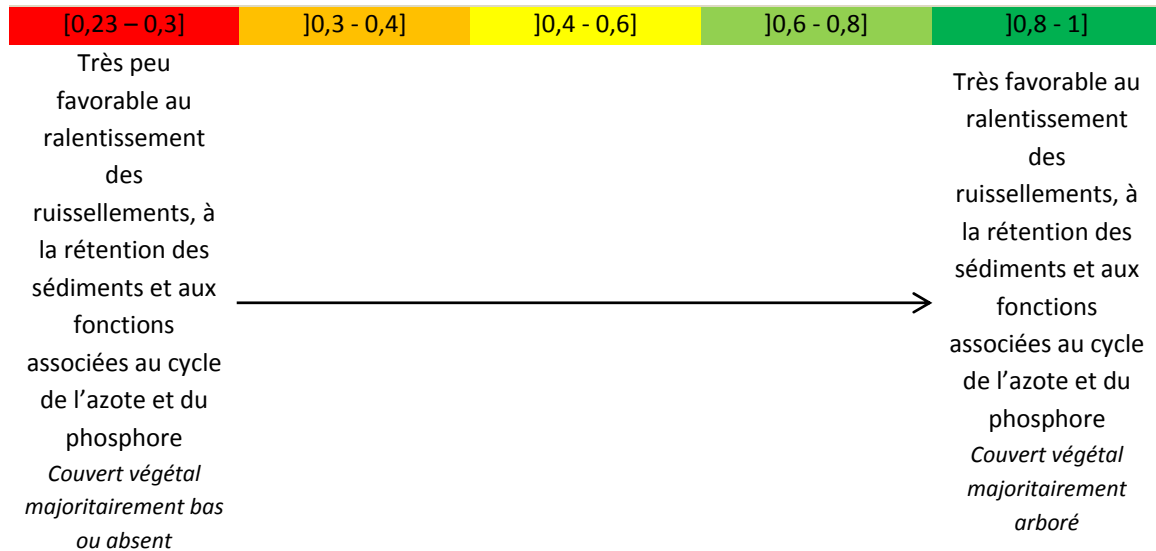
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la rugosité opposée aux écoulements de surface par le couvert végétal dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, adsorption et précipitation du phosphore, assimilation végétale des orthophosphates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la rugosité du couvert végétal croît dans le site et les conditions dans le site sont plus favorables au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'adsorption et précipitation du phosphore et à l'assimilation végétale des orthophosphates.

Comme limite, on peut mentionner le fait qu'il n'y a pas d'indicateur qui tienne compte de la rugosité associée au relief dans la méthode. Par ailleurs, l'indicateur a surtout un intérêt pour les zones humides alluviales où la submersion a lieu lorsque le débit à pleins bords du cours d'eau peut être dépassé et ainsi inonder la plaine alluviale.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



4. « Rareté des rigoles », « Rareté des fossés », « Rareté des fossés profonds », « Végétalisation des fossés et fossés profonds », « Rareté des drains souterrains »

Définition des systèmes de drainage

Les drains sont des aménagements anthropiques en surface ou souterrains. En surface, les drains sont sous la forme de fossés. Ce sont souvent des chenaux linéaires conçus par l'homme qui suivent les limites des parcelles, avec des virages à angle droit et sans relation avec les contours naturels du paysage. Il diffère donc des cours d'eau qui résultent de processus naturels, ont un aspect plus sinueux, ne suivent pas les limites des parcelles (ou antérieurement à la délimitation des parcelles) et ont une relation avec les contours naturels du paysage (par ex. en fond de vallée) (Williams *et al.* 2003). Cette distinction entre fossé et cours d'eau vaut dans la plupart des cas, mais des difficultés peuvent être rencontrées pour les distinguer dans des contextes particulièrement anthropisés. La réglementation française précise dans la circulaire du 2 mars 2005 la définition de la notion de cours d'eau par deux critères : présence d'un lit dont l'origine est naturelle, caractère permanent d'un débit suffisant une majeure partie de l'année. Par défaut, tout ce qui n'est pas un cours d'eau serait donc un fossé ou une rigole. Les drains souterrains sont des tubes enfouis qui se déchargent dans un fossé ou un cours d'eau. **L'aménagement des fossés et des drains souterrains a pour objectif d'évacuer les eaux de surface durant les intempéries et d'abaisser le niveau de la nappe phréatique pour réduire le stress des plantes cultivées, assécher le sol pour qu'il soit plus facilement praticable par les équipements agricoles (Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007) ou encore pour exploiter la tourbe (Price *et al.* 2003).**

Propriétés des systèmes de drainage

Pour que les concentrations de nutriments et de sédiments soient réduites durant leur transfert dans les zones humides, les eaux de drainage doivent en général être stockées au moins deux semaines avant d'être déversées dans un chenal. Les suivis sur les zones humides restaurées indiquent que plus la durée de rétention des eaux est longue plus la qualité des eaux en bénéficie (voir la revue de Woltemade 2000). En accélérant la circulation de l'eau, les systèmes de drainage limitent la rétention de l'eau, des nutriments et des sédiments dans les zones humides. Ils affectent donc les dynamiques hydrologiques, les flux de nutriments, la structure et le fonctionnement des zones humides et des cours d'eau. Ces impacts cumulés sur l'hydrologie, la géomorphologie, le cycle des nutriments et la dynamique sédimentaire ont de profonds effets sur l'ensemble de l'écosystème (Blann *et al.* 2009).

Les recherches ne sont pas unanimes sur les effets du drainage, mais la grande majorité des travaux indiquent que combiné à des changements d'utilisation du sol, le drainage accroît les pics d'écoulement, les pertes de sédiments et de nutriments. Le drainage en surface est parfois insuffisant et cela explique parfois le recours à l'aménagement de drains souterrains. **Le drainage en surface accroît les écoulements superficiels, les pertes de sédiments et de nutriments adsorbés sur les sédiments (Skaggs *et al.* 1994, Blann *et al.* 2009).** Même dans les paysages avec un relief peu marqué, un fossé peut faire office de conduit pour évacuer les sédiments qui proviennent des apports souterrains et de l'érosion des berges et qui sont véhiculés par les eaux de surface. **La végétation et l'accumulation de matière organique dans les fossés peuvent expliquer que les sédiments soient alternativement déposés et remis en suspension. Certaines pratiques de gestion**

comme le curage peuvent favoriser les pertes de sédiments qui sont alors exportés vers l'aval (Needelman *et al.* 2007).

Les modalités de restitution de l'eau (mécanisme et lieu) par le système de drainage en surface ou souterrain peuvent affecter la qualité de l'eau et les flux hydrologiques subséquents. **Les pertes de phosphore et de polluants présents dans les sols sont plus significatives avec les drains de surface que les drains souterrains, étant donné que ces composés sont principalement présents dans le sol proche de la surface.** Selon les caractéristiques des fossés, le relargage de phosphore peut être atténué (par ex. échanges hyporhéiques, rétention du phosphore dissous par adsorption sur les matériaux accumulés dans le lit des fossés). Les fossés qui drainent les terres agricoles peuvent aussi transporter des quantités importantes d'azote, avec des concentrations souvent considérables comparé aux cours d'eau (non saturés en azote). La minéralisation, la nitrification et la dénitrification de l'azote peuvent aussi avoir lieu dans les fossés. **Le drainage souterrain est à l'origine d'une hausse significative des pertes de nitrates. En effet, l'export des nitrates est tributaire des écoulements et ces derniers sont favorisés par le drainage souterrain (Blann *et al.* 2009).**

Il est important de noter que les effets des fossés ou des drains souterrains varient selon les caractéristiques du réseau de drainage et de la zone humide (par ex. pente, position dans le paysage, type de sol, pratiques culturales) (voir Skaggs *et al.* 1994). L'effet du drainage souterrain sur les ruissellements et les pics d'inondation varient ainsi selon les précipitations, le type de sol, la profondeur de la nappe phréatique, la topographie, la conception du réseau de drainage... (Blann *et al.* 2009). De nombreux travaux rapportent des augmentations des débits après le drainage des tourbières, mais l'impact sur le débit de pointe est variable, celui-ci pouvant être augmenté, réduit ou demeurer inchangé (voir Koivusalo *et al.* 2008). Dans les tourbières, l'efficacité des drains est corrélée à la profondeur des drains, à la distance entre les drains, à la conductivité hydraulique de la tourbe, avec des effets maximaux à proximité des drains qui s'estompent rapidement quand l'éloignement avec les drains croît (voir Price *et al.* 2003). **La gestion des fossés peut particulièrement affecter leurs effets.** La turbidité des eaux et les exports de matériaux solides dissous ou en suspension peuvent être particulièrement favorisés juste après le creusement des fossés mais cet effet se réduit avec la stabilisation du chenal associé au fossé. Semer le chenal après le creusement d'un fossé permet de réduire l'érosion des berges et donc les exports de sédiments (voir Skaggs *et al.* 1994). La gestion du niveau d'eau dans les fossés est une clef de la gestion de beaucoup de zones humides. Cela peut passer par le maintien d'un niveau d'eau élevé dans les fossés grâce à de petites structures retenant l'eau. Cependant des études ont démontré que cette gestion pouvait n'avoir de conséquences qu'à proximité immédiate des fossés quand les sols des zones humides possèdent une faible conductivité hydraulique (Armstrong et Rose 1999, Acreman *et al.* 2007). A l'inverse, le nettoyage des fossés peut accroître les ruissellements et abaisser le niveau de la nappe phréatique mais cet effet n'est pas systématique (Koivusalo *et al.* 2008). Un moyen efficace de gérer le relargage de sédiments par les fossés consiste à aménager une zone exutoire pour déposer les sédiments à la sortie des fossés. Ainsi, la gestion des fossés à partir de l'ingénierie écologique et agronomique peuvent réduire leurs effets (voir la revue de Needelman *et al.* 2007).

L'aménagement de systèmes de drainage dans le site peut avoir des effets vraisemblablement importants sur les flux hydro-sédimentaires et les flux de nutriments dans le site, avec des effets

en cascade sur tout l'écosystème. Les indicateurs proposés dans cette méthode concernent à la fois la zone tampon et le site car selon l'ampleur et le type de drainage mis en place, leur incidence sur les fonctions peut se faire ressentir à plus ou moins grande distance, même s'ils ne sont pas localisés dans le site.

Etant donné que les effets des drains varient selon le système de drainage (drains souterrains *versus* drains en surface avec des fossés), leurs effets sont distingués dans le cadre de cette méthode. En complément, comme les caractéristiques des fossés peuvent également impacter les fonctions réalisées par le site, la profondeur et la végétalisation des fossés sont également prises en compte dans cette méthode (Encadrés ci-après).

Il est considéré que :

- plus la densité du système de drainage en surface est réduite dans le site et dans la zone tampon, plus les conditions sont favorables au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général.
- plus le linéaire de fossés occupé par un couvert végétal permanent est important, plus les conditions sont favorables à la rétention des sédiments et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général.
- plus la part du site et de la zone tampon sans drainage souterrain est importante, plus les conditions sont favorables à la recharge des nappes et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général.

Encadré 21 : « Rareté des rigoles »

Paramètre à la base de l'indicateur : les rigoles, soit les fossés d'une profondeur $< 0,3$ m, conformément aux catégories de travaux soumis à la rubrique 3.3.1.0 : nivellement du sol et création de fossés de la nomenclature sur l'eau / police de l'eau et aux décisions suivantes T. police Tarbes, 13 février 2014, n°122930000440 ; Cass. crim., 25 mars 1998, n° 97-81.389 ; CA Rennes, 9 sept. 1999, n° 98/00864.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.

La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. Cependant, la densité de rigoles est mesurée à partir du linéaire de rigoles rapporté à la superficie du site (en km/ha). En effet, elles ont potentiellement des effets dans un rayon autour de leur implantation et les rigoles dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de rigoles hors du site, mais à quelques mètres du site).

Dans le cas d'un site alluvial qui est sur une seule rive mais dont la zone tampon s'étend sur les deux rives, n'est mesuré que le linéaire des rigoles qui sont sur la même rive que le site.

Indicateur : densité de rigoles dans le site et dans sa zone tampon.

Etalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, le linéaire de rigoles dans le site et dans sa zone tampon a été déterminé sur les 163 sites tests. Des rigoles ont été observées sur 31 des 163 sites tests.

La figure ci-dessous représente la distribution de la densité de rigoles (c'est-à-dire linéaire de rigoles dans le site et sa zone tampon en km / superficie du site en ha) dans les 31 sites où des rigoles sont présentes (exclusion des sites sans rigoles). Le premier quartile est de 0,016 km/ha, la médiane est de 0,041 km/ha et le troisième quartile de 0,081 km/ha. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5 \times$ étendue interquartile) est de 0,176 km/ha avec un site ayant une densité de rigoles supérieure à cette valeur.

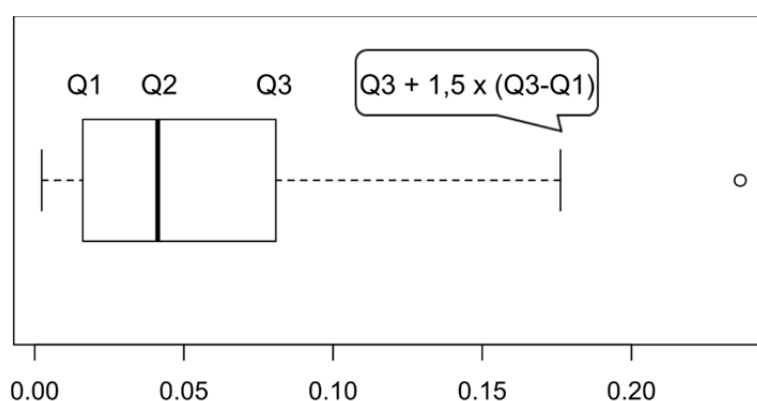


Figure 41 : Densité de rigoles (en km/ha) dans les 31 sites tests de 2015 où des rigoles étaient présentes.

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y a pas de rigole dans le site ou dans sa zone tampon. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité de rigoles. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité de rigoles atteindra la valeur extrême supérieure des densités de rigoles mesurées sur les sites tests de 2015, soit la valeur de 0,176 km/ha. La densité des rigoles est donc multipliée par $1 / 0,17619 = 5,676$ et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité de rigoles. Dans des cas exceptionnels où la densité est $\geq 0,176$ km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

Si la densité des rigoles est $\geq 0,176$ km/ha, ALORS **Rareté des rigoles** = 0.

Si la densité des rigoles est $< 0,176$ km/ha, ALORS

$$\text{Rareté des rigoles} = 1 - \frac{\text{linéaire total des rigoles en km} \times 5,676}{\text{superficie du site en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de rigoles dans le site et dans sa zone tampon ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, recharge des nappes, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de rigoles est moins importante dans le site et dans sa zone tampon, les conditions sont donc plus favorables en général au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.

Comme limites, on peut mentionner que la distinction entre les fossés et rigoles se base sur la réglementation en vigueur étant donné qu'aucun élément de bibliographie connu ne permet pour l'instant d'identifier un seuil de profondeur au-delà duquel l'effet des fossés est considérablement accru. Dans tous les cas, toute référence scientifique sur une profondeur pourrait être une information fortement dépendante du contexte étudié (par ex. effet variable de fossés de même profondeur dans une zone humide avec un sol sableux et dans une autre zone humide avec un sol argileux). Par ailleurs, l'indicateur ne tient pas compte de la présence d'aménagements (par ex. présence de seuils, orientation des rigoles) qui pourraient moduler l'efficacité du système de drainage en place.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
<p>Très peu favorable au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore</p> <p><i>Très forte densité de rigoles</i></p>				<p>Très favorable au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore</p> <p><i>Absence ou très faible densité de rigoles</i></p>

Encadré 22 : « Rareté des fossés »

Paramètre à la base de l'indicateur : les fossés dont la profondeur est $\geq 0,3$ m et < 1 m. Les fossés profonds (profondeur ≥ 1 m) et les rigoles (profondeur $< 0,3$ m, conformément aux catégories de travaux soumis à la rubrique 3.3.1.0 : nivellement du sol et création de fossés de la nomenclature sur l'eau / police de l'eau et aux décisions suivantes T. police Tarbes, 13 février 2014, n°122930000440 ; Cass. crim., 25 mars 1998, n° 97-81.389 ; CA Rennes, 9 sept. 1999, n° 98/00864) sont exclus.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.

La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. Cependant, la densité de fossés est mesurée à partir du linéaire de fossés rapporté à la superficie du site (en km/ha). En effet, ils ont potentiellement des effets dans un rayon autour de leur implantation et les fossés dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de fossés hors du site, mais à quelques mètres du site).

Dans le cas d'un site alluvial qui est sur une seule rive mais dont la zone tampon s'étend sur les deux rives, n'est mesuré que le linéaire des fossés qui sont sur la même rive que le site.

Indicateur : densité de fossés dans le site et dans sa zone tampon.

Etalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, le linéaire de fossés dans le site et dans sa zone tampon a été déterminé sur chacun des 163 sites tests. Des fossés ont été observés sur 78 des 163 sites tests. La figure ci-dessous représente la distribution de la densité de fossés (c'est-à-dire le linéaire de fossés dans le site et sa zone tampon en km / superficie du site en ha) dans les 78 sites où des fossés sont présents. Le premier quartile est de 0,030 km/ha, la médiane est de 0,063 km/ha et le troisième quartile de 0,153 km/ha. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5 \times$ étendue interquartile) est de 0,280 km/ha avec 4 sites ayant une densité de fossés supérieure à cette valeur.

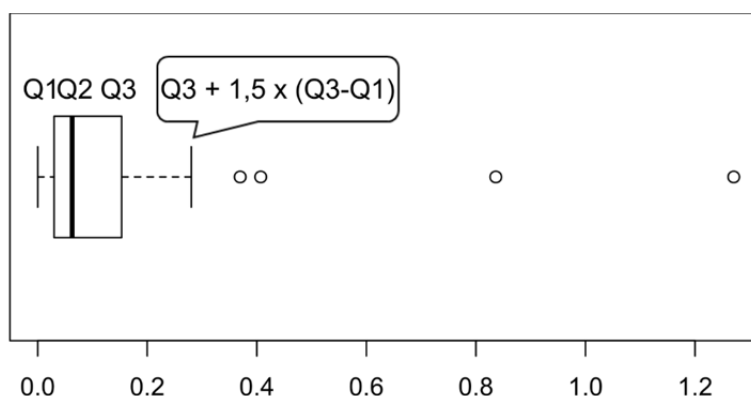


Figure 42 : Densité de fossés (en km/ha) dans les 78 sites tests de 2015 où des fossés étaient présents.

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y a pas de fossé dans le site ou dans sa zone tampon. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité de fossés. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité de fossés atteindra la valeur maximale des densités mesurées sur les sites tests de 2015, soit la valeur de 0,280 km/ha. La densité de fossés est donc multipliée par $1 / 0,28036 = 3,56688$ et retranchée à une valeur

de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité de fossés. Dans des cas exceptionnels où la densité est $\geq 0,280$ km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

Si la densité de fossés est $\geq 0,280$ km/ha, ALORS **Rareté des fossés** = 0.

Si la densité de fossés est $< 0,280$ km/ha, ALORS

$$\text{Rareté des fossés} = 1 - \frac{\text{linéaire total des fossés en km} \times 3,56688}{\text{superficie du site en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de fossés dans le site dans sa zone tampon ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, recharge des nappes, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de fossés est moins importante dans le site et dans sa zone tampon, les conditions sont plus favorables en général au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.

Comme limites, on peut mentionner que la distinction entre les fossés et rigoles se base sur la réglementation en vigueur étant donné qu'aucun élément de bibliographie connu ne permet pour l'instant d'identifier un seuil de profondeur au-delà duquel l'effet des fossés est considérablement accru. Dans tous les cas, toute référence scientifique sur une profondeur pourrait être une information fortement dépendante du contexte étudié (par ex. effet variable de fossés de même profondeur dans une zone humide avec un sol sableux et dans une autre zone humide avec un sol argileux). Par ailleurs, l'indicateur ne tient pas compte de la présence d'aménagements (par ex. présence de seuils) qui pourraient moduler l'efficacité du système de drainage.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
<p>Très peu favorable au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore</p> <p><i>Très forte densité de fossés</i></p>				<p>Très favorable au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore</p> <p><i>Absence ou très faible densité de fossés</i></p>

Encadré 23 : « Rareté des fossés profonds »

Paramètre à la base de l'indicateur : les fossés dont la profondeur est ≥ 1 m.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.

La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. Cependant, la densité de fossés profonds est mesurée à partir du linéaire de fossés profonds rapporté à la superficie du site (en km/ha). En effet, ils ont potentiellement des effets dans un rayon autour de leur implantation et les fossés profonds dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de fossés profonds hors du site, mais à quelques mètres du site).

Dans le cas d'un site alluvial qui est sur une seule rive mais dont la zone tampon s'étend sur les deux rives, n'est mesuré que le linéaire des fossés profonds qui sont sur la même rive que le site.

Indicateur : densité de fossés profonds dans le site et dans sa zone tampon.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation du paramètre n'est pas connue a priori mais le linéaire de fossés profonds n'a pas été mesuré lors de la phase de test effectuée en 2015.

L'indicateur a été étalonné à partir des mesures sur la densité de fossés dans les sites tests de 2015 (voir Encadré précédent) ; en émettant l'hypothèse que lorsque les fossés profonds sont présents, leur densité est vraisemblablement moins importante que celle des fossés non profonds (effet drainant vraisemblablement plus important des fossés profonds que celui des fossés non profonds en général).

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y a pas de fossé profond dans le site ou dans sa zone tampon. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité de fossés profonds. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité de fossés profonds atteindra la moitié de la valeur maximale des densités de fossés mesurées sur les sites tests de 2015 (Encadré précédent), soit la valeur de $0,28036 / 2 = 0,14018$ km/ha. La densité de fossés profonds est donc multipliée par $1 / 0,14018 = 7,134$ et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité de fossés profonds. Dans des cas exceptionnels où la densité est $\geq 0,140$ km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

Si la densité de fossés profonds est $\geq 0,140$ km/ha, ALORS **Rareté des fossés profonds** = 0.

Si la densité de fossés profonds est $< 0,140$ km/ha, ALORS

$$\text{Rareté des fossés profonds} = 1 - \frac{\text{linéaire total des fossés profonds en km} \times 7,134}{\text{superficie du site en ha}}$$

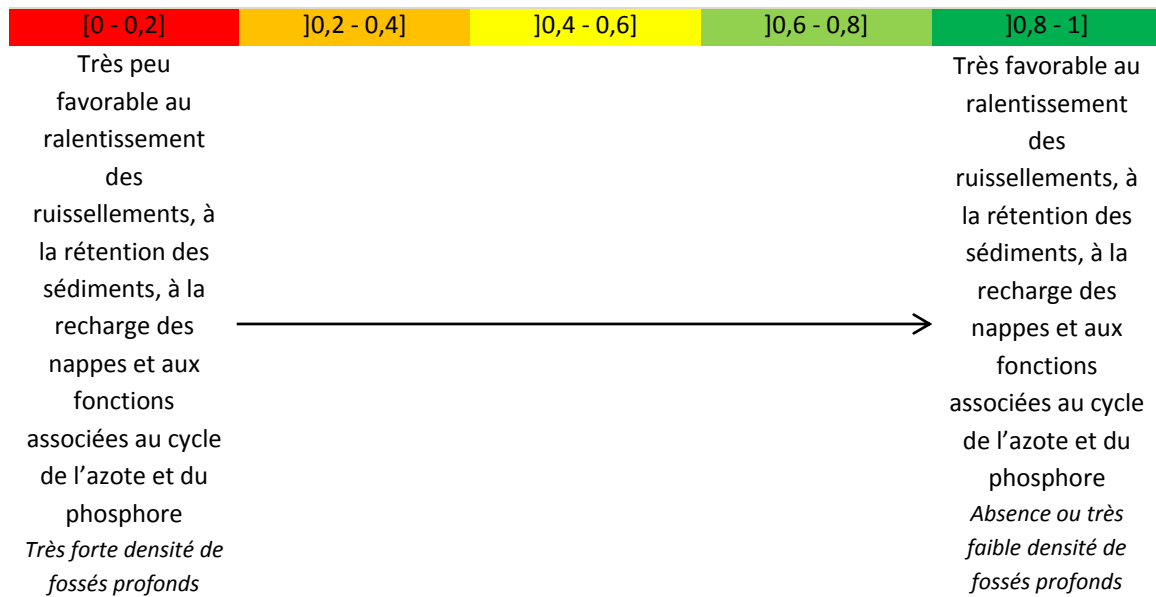
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de fossés profonds dans le site et dans sa zone tampon ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, recharge des nappes, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de fossés profonds est moins importante dans le site et dans sa zone tampon, les conditions sont donc plus favorables en général au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.

Comme limites, on peut mentionner que la distinction entre les fossés et les fossés profonds est arbitraire étant donné qu'aucun élément de bibliographie connu ne permet pour l'instant d'identifier un seuil de profondeur au-delà duquel l'effet des fossés est considérablement accru. Dans tous les cas, toute référence scientifique sur une profondeur pourrait être une information fortement dépendante du contexte étudié (par ex. effet variable de fossés de même profondeur dans une zone humide avec un sol sableux et dans une autre zone humide avec un sol argileux). Par ailleurs, l'indicateur ne tient pas compte de la présence d'aménagements (par ex. présence de seuils) qui pourraient moduler l'efficacité du système de drainage en place.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 24 : « Végétalisation des fossés et fossés profonds »

Paramètre à la base de l'indicateur : le couvert végétal permanent sur les berges et sur le fond des fossés et des fossés profonds. Un couvert végétal permanent est un couvert végétal composé d'une strate herbacée et/ou arbustive et/ou arborée dense, non saisonnier et non clairsemé.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.

La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. En effet, les systèmes de drainage ont des effets jusqu'à une certaine distance et les fossés et les fossés profonds dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de fossés ou de fossés profonds hors du site, mais à quelques mètres du site).

Dans le cas d'un site alluvial qui est sur une seule rive mais dont la zone tampon s'étend sur les deux rives, n'est pris en compte que le linéaire de fossés et de fossés profonds qui sont sur la même rive que le site.

Indicateur : proportion du linéaire de fossés et de fossés profonds confondus dans le site et dans sa zone tampon avec un couvert végétal permanent à la fois sur les berges et sur le fond.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

*Si il n'y a aucun fossé ou fossé profond dans le site et dans la zone tampon, ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Végétalisation des fossés et fossés profonds**.*

Si il y a au moins un fossé ou au moins un fossé profond dans le site ou dans la zone tampon, ALORS

$$\text{Végétalisation des fossés et fossés profonds} = \frac{\text{linéaire total de fossés et de fossés profonds avec un couvert végétal permanent à la fois sur les berges et sur le fond en km}}{\text{linéaire total de fossés et fossés profonds en km}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle proportion des fossés et des fossés profonds a un couvert végétal permanent sur les berges et sur le fond dans le site et dans sa zone tampon ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la végétalisation des fossés et des fossés profonds est plus importante dans le site et dans sa zone tampon. Les conditions sont donc plus favorables en général à la rétention des sédiments, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
Très peu favorable à la rétention des sédiments et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore <i>Absence ou très faible végétalisation des fossés et des fossés profonds</i>		→		Très favorable à la rétention des sédiments et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore <i>Très forte végétalisation des fossés et des fossés profonds</i>

Encadré 25 : « Rareté des drains souterrains »

Paramètre à la base de l'indicateur : les systèmes de drainage souterrain.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.

La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. Cependant, la proportion du site et de la zone tampon équipée de drains souterrains est rapportée à la superficie du site. En effet, les systèmes de drainage ont des effets jusqu'à une certaine distance et les drains dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de drains hors du site, mais à quelques mètres du site).

Indicateur : proportion du site et de sa zone tampon avec un système de drainage souterrain.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

*Si l'observateur ne sait pas avec certitude s'il y a des drains souterrains dans le site et dans la zone tampon, ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Rareté des drains souterrains**.*

Si l'observateur sait avec certitude s'il y a des drains souterrains dans le site et dans la zone tampon, ALORS

$$\text{Rareté des drains souterrains} = 1 - \frac{\text{(superficie du site drainée par des drains souterrains en ha} + \text{superficie de la zone tampon drainée par des drains souterrains en ha)}}{\text{(superficie du site en ha} + \text{superficie de la zone tampon en ha)}}$$


Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la proportion du site et de sa zone tampon équipée de drains souterrains ?

Sous-fonctions renseignées : recharge des nappes, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part du site et de sa zone tampon sans drain souterrain est plus importante. Les conditions sont donc plus favorables en général à la recharge des nappes, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.

Comme limites, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de l'ancienneté du système de drainage souterrain et donc de son efficacité. Par ailleurs, l'indicateur ne tient pas compte de la présence d'aménagements (par ex. présence de bassins pour recevoir les eaux drainées à l'intérieur du site) qui pourrait influencer les effets du système de drainage.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]	
<p>Très peu favorable à la recharge des nappes et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore</p> <p><i>Très importante part du site et/ou de la zone tampon équipée de drains souterrains</i></p>					<p>Très favorable à la recharge des nappes et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore</p> <p><i>Absence ou très faible part du site et/ou de la zone tampon équipée de drains souterrains</i></p>

5. « Rareté du ravinement », « Végétalisation des berges » (« Végétalisation des berges » spécifique au site dans un système hydrogéomorphologique alluvial)

Définition du ravinement

Le ravinement est issu d'un processus érosif durant lequel les ruissellements s'accumulent et se répètent dans des chenaux étroits y ravinant le sol jusqu'à des profondeurs potentiellement considérables. Cette érosion peut être liée à un déséquilibre : l'occurrence de phénomènes météorologiques extrêmes, la topographie, la pédologie ou encore à un usage des sols particulier (par ex. sol mis à nu). Les ravines peuvent se former là où les ruissellements se concentrent, dans les talwegs, le long d'éléments linéaires du paysage (par ex. promontoires, limites entre parcelles, routes)... (voir Poesen *et al.* 2003). Dans les secteurs alluviaux, les ravines sont des incisions récentes dans des alluvions qui étaient demeurés intacts depuis leur dépôt initial. Des complexes de ravines sont possibles avec un réseau emboîté qui incise les dépôts alluviaux. Bien qu'elles soient souvent observées dans des cours d'eau d'ordre élevé, elles sont également possibles en bordure des étendues d'eau. Il existe différentes définitions et classifications des ravines selon leur profondeur, leur largeur et leur permanence dans le temps (voir Vandaele *et al.* 1996, Poesen *et al.* 2003). Les ravines ne se développent pas seulement dans les terres marneuses, montagneuses ou vallonnées mais aussi dans les sols sujets à l'encroutement comme les loëss ou les sols sableux. **De nombreux facteurs associés à l'activité humaine et à l'utilisation des sols sont par ailleurs à l'origine de l'apparition de ravines.** Celle-ci est le plus souvent déclenchée par des pratiques culturales ou d'irrigations inappropriées (par ex. surpâturage, débardage, construction d'infrastructures routières, urbanisation). Les principaux processus de ravinement en Europe surviendraient après des déforestations, la surutilisation des sols ou des phénomènes climatiques extrêmes et il serait souvent déclenché ou amplifié par la combinaison d'une utilisation inappropriée du sol avec des événements pluviométriques extrêmes qui affectent les ruissellements superficiels et les écoulements souterrains (Valentin *et al.* 2005). Le pâturage peut aussi accroître directement (par ex. érosion des berges par piétinement) ou indirectement (par ex. réduction du couvert végétal) le ravinement (Trimble et Mendel 1995). Enfin, la topographie (en tête des ravine), la pente et l'étendue spatiale drainée en amont d'un secteur érodé ont une influence majeure sur le ravinement (Vandaele *et al.* 1996, Torri et Poesen 2014).

Propriétés du ravinement

La présence de ravines favorise les ruissellements et le transfert de sédiments des terres hautes vers l'aval permettant ainsi de connecter les milieux dans un paysage donné (Poesen *et al.* 2003). Les ravines sont par exemple des sources de sédiments potentiellement importantes qui établissent des connexions entre les terres émergées et le réseau hydrographique et peuvent affecter la connectivité hydro-sédimentaire durant les événements météorologiques extrêmes (Poesen *et al.* 2003, 2011 dans Torri et Poesen 2014, Li *et al.* 2004 dans Torri et Poesen 2014, Valentin *et al.* 2005). Dans de nombreuses circonstances, l'érosion par le ravinement est une source sédimentaire importante à l'échelle du bassin versant, mais qui a été longtemps négligée en raison de la difficulté d'étudier ce processus et de le prédire (Valentin *et al.* 2005).

Par ailleurs, si le ravinement se développe dans des horizons du sol plus perméables que les couches superficielles du sol, le taux d'infiltration de l'eau dans le lit des ravines peut être largement

supérieur à celui qu'il était avant. Des études récentes dans des conditions arides à semi-arides ont démontré que les ravines pouvaient ainsi selon les cas accroître la recharge ou la décharge des eaux souterraines (par ex. Leduc *et al.* 2001 dans Poesen *et al.* 2003, Moeyersons 2000 dans Poesen *et al.* 2003).

L'érosion à l'origine des ravines alluviales est un processus qui intervient dans un second temps dans le cycle érosif, puisqu'il intervient après une phase de stockage mais avant la conversion physico-chimique des roches sédimentaires. Après des dépôts sédimentaires initiaux, les puits de sédiments peuvent donc devenir des sources de sédiments durant une seconde phase qui intervient après des changements intrinsèques ou extérieurs à la zone érodée (par ex. altération de la force de résistance subséquente à la réduction de la végétation, changements des forces érosives à l'œuvre) (Brooks *et al.* 2009). Même après la disparition des causes qui ont déclenché leur apparition, les ravines peuvent encore diffuser des sédiments (Valentin *et al.* 2005).

Des techniques existent pour limiter le ravinement comme le contrôle du couvert végétal, la réduction ou l'absence de travail du sol, l'empierrement, le terrassement... (Valentin *et al.* 2005). Une végétalisation avec un réseau racinaire bien développé dans les secteurs ravinés peut stopper la perte de sol et la production de sédiments puisqu'elle interrompt la connectivité hydro-sédimentaire dans le paysage et donc la diffusion des sédiments vers l'aval (Poesen *et al.* 2003). En effet, le couvert végétal peut parfois présenter une résistance à l'érosion du même ordre que celle du socle rocheux sous-jacent (Howard, 1997 dans Poesen *et al.* 2003). Bien que la résistance de la végétation aux écoulements soit souvent attribuée aux effets de la biomasse en surface sur la dissipation des énergies des écoulements en accroissant la résistance hydraulique, des études ont démontré les effets significatifs des systèmes racinaires sur le renforcement du sol en surface et l'amélioration de sa cohésion (par ex. Li, 1995 dans Poesen *et al.* 2003, Sidorchuk et Grigore'v, 1998 dans Poesen *et al.* 2003). Bien que des stratégies efficaces existent pour prévenir et limiter le ravinement, elles sont rarement adoptées sur le long terme et à large échelle (Valentin *et al.* 2005).

Le ravinement dans un site est associé à un processus érosif à l'origine d'une diffusion plus rapide des sédiments et des nutriments adsorbés vers l'extérieur du site. Dans le cadre de la méthode, deux paramètres sont pris en compte : (1) la part du site occupée par des ravines sans couvert végétal permanent (érodé et encore actif, dans tous les systèmes hydrogéomorphologiques) , (2) la part du linéaire de berges sans couvert végétal permanent et où les berges ne sont pas stabilisées par un aménagement dans le cas spécifique de sites alluviaux adjacents à un cours d'eau (avec une berge). Il est considéré que plus la part d'un site ravinée est réduite, plus les conditions sont favorables à la rétention des sédiments et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général. Dans le cas des sites appartenant à un système hydrogéomorphologique alluvial adjacents à un cours d'eau (avec une berge), plus la part des berges ravinée est réduite, plus les conditions sont favorables à la rétention des sédiments et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général (Encadrés ci-après).

Encadré 26 : « Rareté du ravinement »

Paramètre à la base de l'indicateur : les ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent. Un couvert végétal permanent est un couvert végétal composé d'une strate herbacée et/ou arbustive et/ou arborée dense, non saisonnier et non clairsemé.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative du site sans ravines dévégétalisées.

Etalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, la part relative du site occupée par des ravines non végétalisées a été déterminée sur chacun des 163 sites tests. Des ravines non végétalisées ont été observées sur 20 des 163 sites tests.

La figure ci-dessous représente la distribution de la part relative du site occupée par des ravines (c'est-à-dire la superficie de ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent en ha / superficie du site en ha) dans les 20 sites où des ravines sont présentes. Le premier quartile est de 0,01, la médiane est de 0,02 et le troisième quartile de 0,06. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5 \times$ étendue interquartile) est de 0,10.

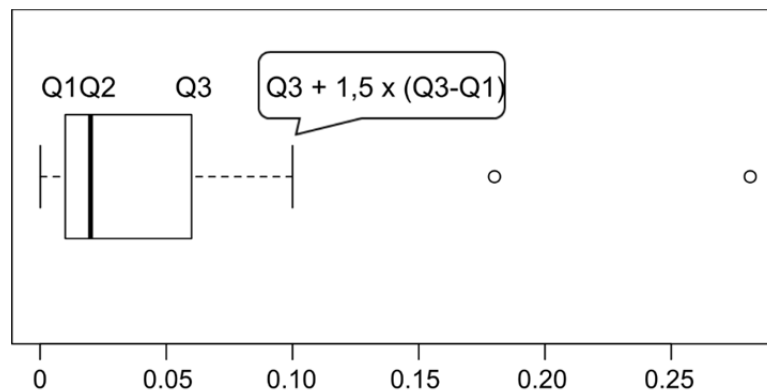


Figure 43 : Part relative du site occupée par des ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent dans les 20 sites tests de 2015 où des ravines étaient présentes.

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 1 quand il n'y a pas de ravine non végétalisée par un couvert végétal permanent dans le site. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la part relative de ravinement non végétalisé par un couvert végétal permanent. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la part de ravinement non végétalisé par un couvert végétal permanent atteindra la valeur extrême supérieure mesurée sur les sites tests, soit la valeur de 0,10. La part relative de ravinement non végétalisé par un couvert végétal permanent dans le site est donc multipliée par $1 / 0,10 = 10$ et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la part relative de ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent. Dans des cas exceptionnels où la part de ravines est $\geq 0,10$, l'indicateur à une valeur de 0.

Si la part relative de ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent est $\geq 0,10$, ALORS **Rareté du ravinement** = 0.

Si la part relative de ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent est $< 0,10$, ALORS

$$\text{Rareté du ravinement} = 1 - \frac{\text{superficie du site occupée par des ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent en ha} \times 10}{\text{superficie du site en ha}}$$

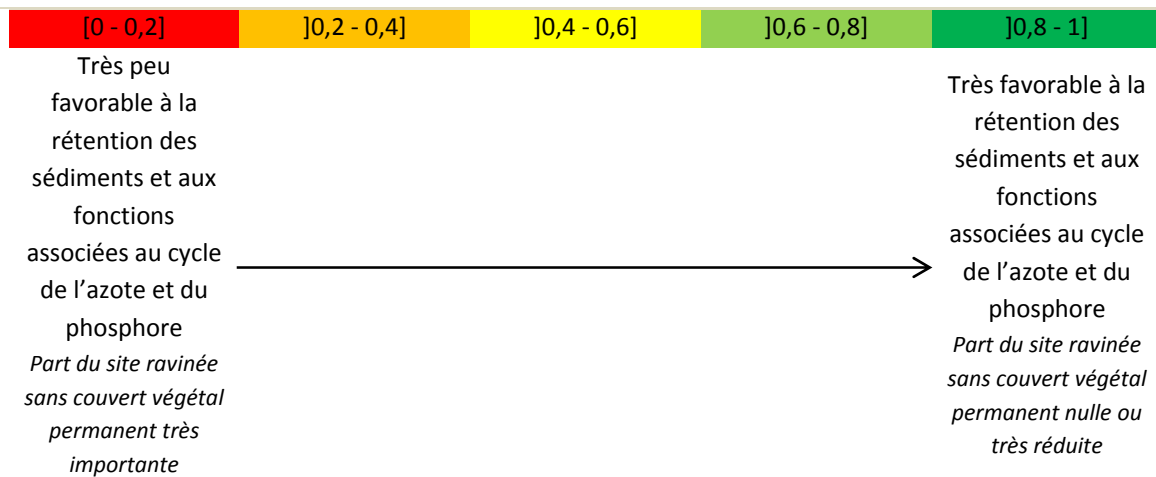
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la part du site occupée par des ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le ravinement dans le site est moins important et les conditions sont en général plus favorables à la rétention des sédiments et aux sous-fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore.

Comme limite, on peut citer notamment que cet indicateur ne tient pas compte de la profondeur du ravinement ou ne distingue pas les différents types de couverts végétaux qui peuvent occuper les ravines et avoir des influences potentiellement variables sur les sous-fonctions.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 27 : « Végétalisation des berges »

Paramètre à la base de l'indicateur : les berges de cours d'eau avec un couvert végétal permanent ou stabilisées par des aménagements dans les sites qui bordent des cours d'eau et qui sont dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Un couvert végétal permanent est un couvert végétal composé d'une strate herbacée et/ou arbustive et/ou arborée dense, non saisonnier et non clairsemé.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : proportion de berges de cours d'eau dans le site sans couvert végétal permanent.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Végétalisation des berges**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial *ET* le site n'est pas adjacent à un cours d'eau (pas de berges), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Végétalisation des berges**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial *ET* le site est adjacent à un cours d'eau, *ALORS*

$$\text{Végétalisation des berges} = 1 - \frac{\text{longueur totale des berges sans un couvert végétal permanent en km}}{\text{longueur totale de berges en km}}$$

Remarque : pour calculer la capacité absolue du site au vu de cet indicateur, la valeur de l'indicateur est multipliée par la longueur totale de berges dans le site en km (section V.1.2.1) et non pas par la superficie du site en ha comme cela est fait pour les autres indicateurs dans le site.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la proportion de berges avec un couvert végétal permanent dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'érosion des berges est moins importante et les conditions sont plus favorables en général à la rétention des sédiments et aux sous-fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore.

Comme limite, on peut citer notamment que cet indicateur ne tient pas compte des différents types de couverts végétaux riverains ni de leurs influences potentiellement variables sur les sous-fonctions. Dans cette version de la méthode, l'indicateur différencie principalement les berges « stabilisées » par un couvert végétal permanent ou des aménagements anthropiques (par ex. enrochements) d'une part, et les berges moins « stables » d'autre part.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :

[0 - 0,2]]0,2 - 0,4]]0,4 - 0,6]]0,6 - 0,8]]0,8 - 1]
Très peu favorable à la rétention des sédiments et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore				Très favorable à la rétention des sédiments et aux fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore
<i>Forte proportion de berges non végétalisées par un couvert végétal permanent ou non stabilisées par un aménagement</i>		→		<i>Faible proportion de berges non végétalisées par un couvert végétal permanent ou stabilisées par un aménagement</i>

6. « Acidité du sol 1 », « Acidité du sol 2 »

Définition de l'acidité du sol et mesure du pH

La mesure du pH indique la concentration en ions hydrogènes dans une solution. Etant donné qu'il est étalonné sur une échelle logarithmique négative, une baisse d'une unité de pH équivaut à une hausse de 10 fois la concentration en ions hydrogènes (FAO 2011). Durant la mise en suspension d'un échantillon de sol dans l'eau, le pH mesure la concentration d'ions H_3O^+ à l'état dissocié dans le liquide qui surnage. Les ions H_3O^+ sont alors en équilibre avec les ions à l'état non dissocié, qui sont fixés sur des composants solides comme les minéraux argileux, les matières organiques ou des composés où l'aluminium est associé à des molécules d'eau et OH^- . Ces composés solides ont une capacité à fixer les ions H^+ et OH^- qui permet de moduler les variations de pH du sol (Baize et Jabiol 1995). Le pH indique donc l'acidité de la solution. Les sols sont souvent qualifiés d'alcalins, acides ou ayant une certaine valeur de pH. Les sols alcalins ont une valeur de pH entre 8 et 14 alors que les sols acides ont des valeurs entre 6 et 2. Les sols neutres sont à un niveau intermédiaire (Jones *et al.* 2005). Le pH d'un horizon peut varier de quelques dixièmes d'unité pH selon la saison mais cette variation peut parfois atteindre 0,5, voire 1 unité pH sur les sols calcaires. En général, le pH d'un horizon diminuera légèrement en été (acides organiques produits à leur maximum par l'activité biologique) et augmentera en hiver (dilution des ions H^+ dans la solution du sol sous l'effet des pluies) sous un climat tempéré (Baize 2000). Baize et Jabiol (1995) mentionnent que même si le pH est un paramètre intéressant, il convient de croiser son interprétation avec des mesures complémentaires en laboratoire (par ex. capacité d'échange du sol et cations échangeables).

Propriétés des sols selon leur acidité

La valeur du pH d'un sol peut donner des indications sur sa toxicité, des déficits en éléments chimiques ou encore l'intensité de l'activité biologique. Les sols très acides peuvent présenter une toxicité à l'aluminium et/ou au manganèse, un déficit en phosphore, un déficit en calcium ou en magnésium, une minéralisation de l'azote moindre vu la réduction de l'activité biologique... Les sols très alcalins peuvent quant à eux être imperméabilisés en surface et encroûtés du fait d'un excès de sodium, avoir une disponibilité en ion ferreux, manganèse, zinc, phosphore et cuivre réduite et une activité microbienne et fongique réduite (FAO 2011). Le pH indique donc le niveau de disponibilité en nutriments pour les plantes et l'intensité d'une série de processus dans le sol (Jahn *et al.* 2006).

La disponibilité des nutriments (par ex. azote, phosphore, potassium, calcium, magnésium, fer) dans le sol varie avec la valeur du pH (The Potash Development Association 2011). Le phosphore inorganique est chargé négativement dans la plupart des sols et il réagit rapidement avec des ions chargés positivement de fer, d'aluminium et de calcium pour former des substances insolubles, dans lesquelles le phosphore est considéré comme fixé. Le phosphore se comporte différemment des nitrates qui ne forment pas de complexes insolubles. La solubilité des formes de phosphore inorganiques affecte la disponibilité pour les plantes et leur croissance. La disponibilité est maximale pour les plantes à des valeurs de pH entre 6 et 7. Quand la valeur du pH est hors de cet intervalle, il est de plus en plus fixé dans des phosphates de calcium ($pH > 7$), d'aluminium et/ou ferriques ($pH < 6$) ; il n'est alors plus disponible pour les plantes (voir Quemeneur 1987). La disponibilité des orthophosphates et du phosphore inorganique varie avec le pH, mais le pH ne

semble pas avoir d'effets majeurs sur l'ensemble du phosphore organique du sol (Turner et Blackwell 2013).

Le pH influence les trois processus majeurs liés au cycle de l'azote : la nitrification, la dénitrification et la réduction des nitrates en NH_4^+ (Stevens *et al.* 1998 dans Šimek et Cooper 2002). **Ce paramètre participe au contrôle de la composition et de la structure des communautés dénitrifiantes sur de larges échelles temporelles et spatiales impactant les processus microbiologiques à l'origine de la production de N_2O et N_2 .** Il est généralement admis que le niveau d'acidité du sol influence le ratio de $\text{N}_2\text{O}:\text{N}_2$ produits après dénitrification. En général, une dénitrification complète est favorisée quand le pH du sol est neutre à légèrement basique et elle est moins importante en conditions acides (voir Saggar *et al.* 2013). Concernant les processus associés à l'azote dans le sol, Šimek et Cooper (2002) affirment qu'une valeur optimale de pH pour la dénitrification a été souvent proposée dans la littérature, mais que celle-ci n'a pas de sens tant que les attributs considérés dans le processus de dénitrification ne sont pas mentionnés au moment d'évoquer ces valeurs optimales de pH. **Ils en concluent qu'il n'est pas possible de proposer une valeur optimale de pH pour la dénitrification en l'état des connaissances actuelles.**

En agronomie, un intérêt tout particulier est accordé au pH du sol et à son influence sur l'assimilation des fertilisants et des oligo-éléments. L'optimum de pH en agronomie est couramment considéré entre 6,5 et 7,5 en sols non calcaires (Baize 2000). Les apports de chaux (sur sols acides surtout) ou de fumure peuvent modifier le pH du sol.

Le pH permet d'évaluer la biodisponibilité du phosphore dans le sol, il traduit des processus qui ont des effets majeurs sur l'assimilation végétale des orthophosphates et la précipitation, l'adsorption du phosphore. L'effet que traduit le pH sur ces deux sous-fonctions est cependant contraire, puisque quand le pH est < 6 ou > 7 , la précipitation et l'adsorption du phosphore est généralement favorisée alors que quand le pH est compris entre $[6 - 7]$, l'assimilation végétale des orthophosphates est généralement favorisée. Le pH est un paramètre qui sera utilisé pour décrire les formes chimiques du phosphore dans le sol et son influence sur les sous-fonctions associées au cycle du phosphore. Un indicateur est proposé pour renseigner la réalisation de chaque sous-fonction (Encadrés ci-après). A souligner qu'en l'état des connaissances actuelles, il ne semble pas possible de proposer des intervalles de valeurs de pH où les sous-fonctions associées au cycle de l'azote sont favorisées.

Encadré 28 : « Acidité du sol 1 »

Paramètre à la base de l'indicateur : pH du sol.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain dans les 15 premiers cm de chaque sondage pédologique.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : proximité de la valeur moyenne de pH dans le sol du site à des conditions optimales de pH pour l'assimilation végétale des orthophosphates.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si le pH moyen d'un sous-ensemble homogène²⁴ n'est pas connu (par ex. sondages pédologiques non réalisés sur au moins un sous-ensemble homogène; absence d'une mesure de pH sur au moins un sondage pédologique), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Acidité du sol 1**.

Si le pH moyen des sous-ensembles homogène est connu, ALORS

$$\text{Acidité du sol 1} = \sum_{i=1}^N \text{Acidité du sol } 1_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Acidité du sol 1** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\begin{aligned} & \text{Acidité du sol } 1_{\text{sous-ensemble homogène}} \\ &= \left(\frac{A_{\text{sondage pH neutre}} \times 1 + A_{\text{sondage pH intermédiaire}} \times 0,55 + A_{\text{sondage pH extrême}} \times 0,1}{P} \right) \\ & \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right) \end{aligned}$$

Où

$A_{\text{sondage pH neutre}}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH compris entre [6 – 7].

$A_{\text{sondage pH intermédiaire}}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH compris entre [5 - 6[ou]7 – 8].

$A_{\text{sondage pH extrême}}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH < 5 ou > 8 .

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

²⁴ Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques... considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

Les valeurs de 1, 0,55 et 0,1 indiquent une capacité décroissante d'assimiler les orthophosphates pour la végétation vu le pH du sol.

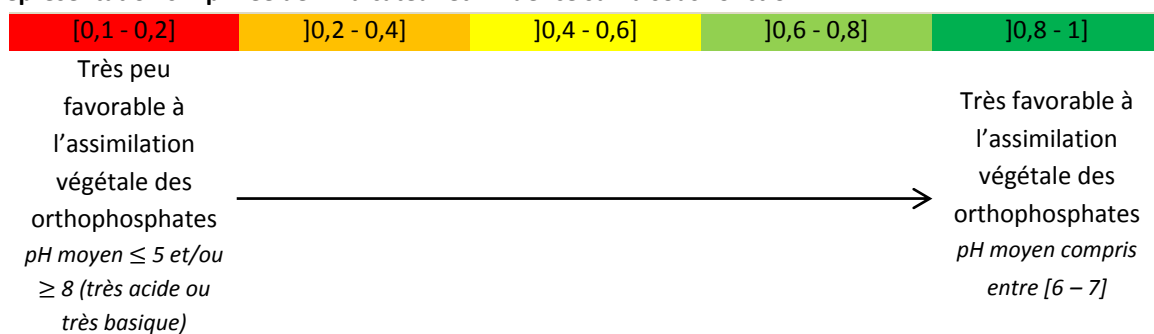
Remarque : à l'intérieur d'un sous-ensemble homogène, de différences flagrantes de pH sur les sondages pédologiques (par ex. pH acide et pH basique) sont peu probables au vu des règles fixées pour déterminer les sous-ensembles homogènes.

Question à laquelle répond l'indicateur : les conditions de pH dans le sol du site sont-elles favorables à l'assimilation végétale des orthophosphates ?

Sous-fonction renseignée : assimilation végétale des orthophosphates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le pH du sol est plus proche de valeurs comprises entre [6 – 7] et les conditions sont plus favorables à l'assimilation végétale des orthophosphates.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 29 : « Acidité du sol 2 »

Paramètre à la base de l'indicateur : pH du sol.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain dans les 15 premiers cm de chaque sondage pédologique.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : proximité de la valeur moyenne de pH dans le sol du site à des conditions optimales de pH pour l'adsorption et la précipitation du phosphore.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si le pH moyen d'un sous-ensemble homogène²⁵ n'est pas connu (par ex. sondages pédologiques non réalisés sur au moins un sous-ensemble homogène; absence d'une mesure de pH sur au moins un sondage pédologique), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Acidité du sol 2**.

Si le pH moyen des sous-ensembles homogène est connu, ALORS

$$\text{Acidité du sol 2} = \sum_{i=1}^N \text{Acidité du sol } 2_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Acidité du sol 2** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\begin{aligned} & \text{Acidité du sol } 2_{\text{sous-ensemble homogène}} \\ &= \left(\frac{A_{\text{sondage pH neutre}} \times 0,1 + A_{\text{sondage pH intermédiaire}} \times 0,55 + A_{\text{sondage pH extrême}} \times 1}{P} \right) \\ & \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right) \end{aligned}$$

Où

$A_{\text{sondage pH neutre}}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH compris entre [6 – 7].

$A_{\text{sondage pH intermédiaire}}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH compris entre [5 - 6[ou]7 – 8].

$A_{\text{sondage pH extrême}}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH < 5 ou > 8 .

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

²⁵ Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques... considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

Les valeurs de 1, 0,55 et 0,1 indiquent une capacité décroissante d'adsorption et de précipitation du phosphore dans le sol, vu le pH du sol.

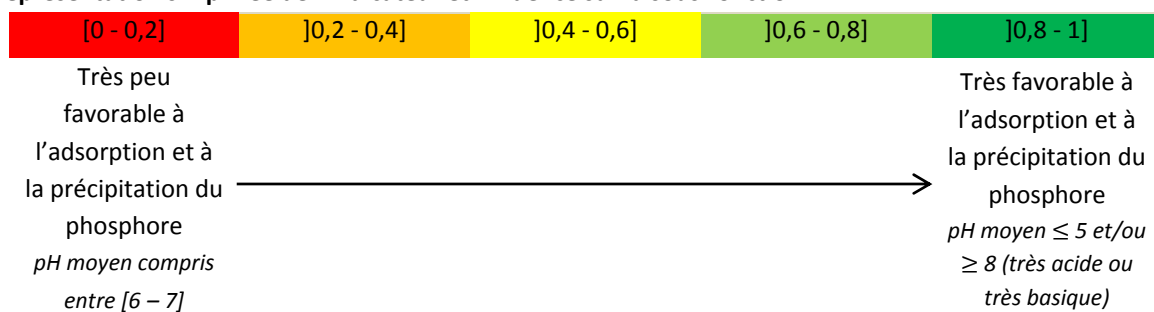
Remarque : à l'intérieur d'un sous-ensemble homogène, de différences flagrantes de pH sur les sondages pédologiques (par ex. pH acide et pH basique) sont peu probables au vu des règles fixées pour déterminer les sous-ensembles homogènes.

Question à laquelle répond l'indicateur : les conditions de pH dans le sol du site sont-elles favorables à la précipitation et à l'adsorption du phosphore ?

Sous-fonction renseignée : adsorption, précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le pH du sol traduit des conditions de plus en plus acides et/ou basiques, les conditions sont plus favorables à l'adsorption et à la précipitation du phosphore en général.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



7. « Matière organique incorporée en surface », « Matière organique enfouie »

Définition des horizons humifères

Dans le sol, les horizons humifères contiennent des matières organiques humifiées et leur organisation est sous la forte dépendance de l'activité biologique. L'épisolum humifère comprend l'ensemble de ces horizons. Des séquences d'horizons O et d'horizons A permettent de définir différents « épisolums humifères » ou « formes d'humus » (Baize et Girard 2009).

Les horizons organiques, appelés horizons O, sont toujours en surface des solums. Ils sont formés en conditions aérobies. Ils sont surtout constitués de matières organiques directement observables (débris végétaux, racines ou mycéliums morts) qui ne sont jamais liées à la matière minérale. La transformation de ces matières organiques par l'activité biologique est un processus pédogénétique majeur qui est très variable. Des classifications prévoient un seuil minimal de teneur en carbone organique pour distinguer les horizons O et A, même s'ils s'avèrent peu réalistes et seraient surtout utiles quand la transition entre horizons OH et A est très graduelle. Il existe plusieurs types de sous-horizons O et des séquences d'horizons O et A utiles permettant de définir des « épisolums humifères » ou des « formes d'humus ». Il est possible de distinguer trois principales formes d'humus qui sont citées ici selon un état croissant de dégradation des débris végétaux et selon leur ordre d'apparition le plus fréquent depuis la surface : OL (L = litière), OF et OH (Baize et Girard 2009).

Les horizons A sont quant à eux formés d'un mélange de matières organiques et minérales à la base des horizons O lorsqu'ils existent. La matière organique y est incorporée à la matière minérale par des processus biologiques à partir des horizons O. A l'inverse des horizons O, cette forme d'incorporation est un processus majeur sans pour autant générer systématiquement des liaisons entre matières organiques et minérales (par ex. matières organiques déposées par la faune entre les particules minérales). L'éluviation des argiles, la décarbonatation... sont d'autres processus pédogénétiques qui peuvent avoir lieu dans les horizons A. Il existe des horizons à la base des horizons O riches en matières organiques qui ne sont pas des horizons A (par ex. durant une évolution podzolique). Ce sont alors, soit des horizons traversés par des molécules organiques solubles « en transit » soit des horizons d'accumulation de complexes organométalliques. Les horizons A ne contiennent pas ou peu de débris organiques figurés (Baize et Girard 2009). Lorsqu'un sondage pédologique est réalisé, les horizons A sont habituellement les couches superficielles du sol qui sont plus sombres que celle située dessous. Ces horizons contiennent l'essentiel de la matière organique du sol. **Ce sont les horizons du sol où l'essentiel de l'activité biologique et des processus chimiques ont lieu.** Lorsque la couche superficielle d'un sol est retirée (par l'érosion ou l'activité humaine), l'essentiel du potentiel écologique d'un sol est retiré (Jones *et al.* 2005). L'origine, la structuration et les modes de liaison entre matières organiques et minérales permettent de distinguer différents horizons A. Un solum ou un épisolum humifère est qualifié d'humique s'il présente une couleur noire ou sombre sur au moins 20 cm d'épaisseur depuis la base des horizons O, indiquant une grande richesse en matière organique (Baize et Girard 2009). **Les horizons Ab sont les seuls à pouvoir être en profondeur après un enfouissement qui peut avoir lieu par exemple après des dépôts alluviaux ou un remblaiement à la surface du sol.**

Sous les horizons de surface les plus foncés, il est souvent possible d'observer un horizon plus clair, l'horizon B, moins riche en matière organique, mais exploité par les racines et la faune.

Propriétés des sols selon leur teneur en matière organique

Remarque : la bibliographie réalisée porte sur les sous-fonctions associées à l'épisolum humifère et donc à la matière organique incorporée progressivement avec les matériaux minéraux du sol. Les horizons histiques sont traités ultérieurement dans ce document.

Pour qualifier les effets du sol sur l'hydrologie, il convient de prendre en compte sa teneur en matière organique au même titre que sa texture ou sa structure (Saxton et Rawls 2006). En effet, la matière organique incorporée au sol influence significativement les pertes de sol (Wischmeier et Mannering 1969). Les apports de matière organique sous la forme de débris maintiennent des systèmes biotiques plus actifs et plus complexes grâce aux composés organiques incorporés. **Cela accroît l'activité biologique et contribue à produire des agrégats de sol stables avec des effets sur la structure du sol, ses propriétés hydrologiques, sa sensibilité à l'érosion et sa fertilité. La capacité de rétention en eau du sol est alors plus importante, la saturation de la conductivité hydraulique est accrue et la sensibilité du sol à l'érosion est diminuée (voir Puigdefábregas 2005).** Dans les horizons superficiels du sol, la disponibilité de la matière organique fortement décomposée est maximale. Elle y agit comme une « colle » qui fixe les particules dans des agrégats et offre une résistance accrue à l'érosion (O'Geen *et al.* 2006 dans Essien 2013). **Elle affecte donc significativement la sensibilité du sol à l'érosion, en plus de la texture, la structure, la topographie... et de leurs interactions (Wischmeier et Mannering 1969).** Des interactions variables entre la matière organique et les classes de texture du sol peuvent par exemple moduler cette relation. L'évolution de la matière organique peut affecter la perméabilité d'une zone humide et la conductivité hydraulique de manière importante (voir Fustec et Lefeuvre 2000).

Le plus souvent, la matière organique persiste dans le sol non pas à cause de ses caractéristiques propres, mais principalement du fait de l'influence des facteurs physico-chimiques et biologiques liés à son environnement qui limite sa décomposition (Schmidt *et al.* 2011). **Dans les solums des zones humides, le rôle de puits de carbone est par exemple directement lié aux conditions anoxiques, qui réduisent l'activité biologique et donc la décomposition de la matière organique (Baize et Girard 2009).** La stabilisation du carbone dans le sol résulte également des interactions entre les argiles et les particules organiques et de l'occlusion de ces agrégats par les particules d'argile (Jacobsen *et al.* 2000, Lehmann *et al.* 2007 dans Manjaiah *et al.* 2010). Les substances et molécules organiques réagissent alors avec les particules d'argiles et forment des complexes dont les propriétés et la stabilité sont variables. **Ces complexes argilo-humiques enrichissent les sols en surface et sont les principaux réservoirs de nutriments pour les plantes (Manjaiah *et al.* 2010).** La majorité des nutriments est dissoute dans la solution du sol et adsorbée au niveau des complexes argilo-humiques (Bormann et Likens, 1967 dans Wang *et al.* 2014) même s'ils peuvent être facilement lessivés par les ruissellements au travers de processus de dissolution et de désorption (Wang *et al.* 2014). La teneur en matière organique est une caractéristique souvent évoquée pour décrire un sol (Wischmeier et Mannering 1969) mais il convient de tenir compte des interactions avec d'autres caractéristiques pour comprendre le fonctionnement du sol (Le Bissonais *et al.* 2005).

Enfin, le carbone organique disponible est un des facteurs majeurs qui affecte l'activité des dénitrificateurs dans le sol. **Plus le carbone total et le carbone organique minéralisable sont abondants dans les sols, plus ils permettent une activité importante de la communauté microbienne**

dénitrifiante (voir Ullah et Faulkner 2006). En effet, la dénitrification est un processus qui consomme du carbone. Réaliser un bilan carbone peut donc permettre d'évaluer sur le long terme la capacité d'une zone humide à dénitrifier (Davidsson *et al.* 2000).

La matière organique incorporée au sol a une influence importante sur la rétention des sédiments et les fonctions associées au cycle de l'azote. Elle est par ailleurs un bon indicateur de l'importance de la séquestration du carbone dans le sol du site. Dans le cadre de cette méthode, le paramètre sélectionné pour évaluer ces fonctions selon l'importance de la matière organique dans le sol est (1) l'épaisseur de l'épisolum humifère et (2) l'épaisseur de l'horizon Ab dans le sol du site (Encadrés ci-après). Il est considéré que plus l'épaisseur de l'épisolum humifère est importante dans le site, plus la rétention des sédiments, les fonctions associées au cycle de l'azote et la séquestration du carbone sont efficaces dans le site en général. Plus l'épaisseur de l'horizon Ab est importante dans le site, plus les fonctions associées au cycle de l'azote et à la séquestration du carbone sont en général favorisées dans le site. L'influence de l'épaisseur de l'horizon Ab n'est pas prise en compte pour renseigner la fonction relative à la rétention des sédiments. En effet, l'horizon Ab est par définition enfoui et a donc vraisemblablement peu d'influence sur cette fonction, contrairement à l'épisolum humifère qui est en surface.

Encadré 30 : « Matière organique incorporée en surface »

Paramètre à la base de l'indicateur : épisolum humifère.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain dans chaque sondage pédologique. La litière en surface n'est pas prise en compte. La limite de l'horizon A avec l'horizon sous-jacent est déterminée avec la charte de couleurs Munsell® : l'épisolum humifère a des valeurs (« values ») comprises entre 2 et 5 et des *chromas* comprises entre 0 et 4 d'après Baize et Girard (2009).

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site.

Etalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, l'épaisseur de l'épisolum humifère a été renseignée sur le terrain. Sur les 163 sites tests, aucun sondage pédologique n'a été réalisé sur 7 sites et tous les sondages pédologiques effectués présentaient un horizon histique sur 46 sites. La figure ci-dessous représente la distribution de l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans les 110 sites restants (sans prendre en compte les sous-ensembles homogènes²⁶ des sites qui contenaient au moins un sondage pédologique avec un horizon histique). Le premier quartile est de 18,33 cm, la médiane est de 33,16 cm et le troisième quartile de 52,5 cm. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5 \times$ étendue interquartile) est de 103,24 cm.

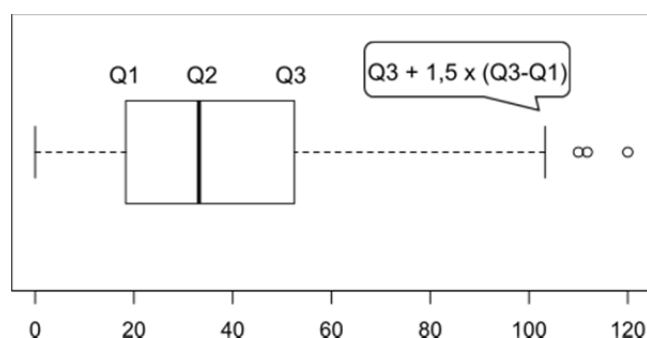


Figure 44 : Epaisseur moyenne de l'épisolum humifère (en cm) dans les 110 sites tests de 2015 avec un épisolum humifère moyen > 0 cm.

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur est de 0 lorsqu'il n'y a pas d'épisolum humifère dans le site. Elle augmente avec l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère. Elle est de 1 lorsque l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site atteint la valeur extrême supérieure mesurée sur les sites tests de 2015 soit la valeur de 103 cm. L'épaisseur moyenne mesurée est donc multipliée par $1 / 103,24 = 0,0097$ pour obtenir l'indicateur. Dans des cas exceptionnels où l'épaisseur moyenne est ≥ 103 cm, le résultat du calcul est corrigé à une valeur 1.

Si l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère n'est pas connue dans au moins un sous-ensemble homogène (sondages pédologiques non réalisés sur un sous-ensemble homogène, au moins un sondage pédologique stoppé par d'éventuels obstacles avant d'atteindre la limite inférieure de l'épisolum humifère), **ALORS** aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Matière organique incorporée en surface**.

²⁶ Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques... considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

Si l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère est connue dans chaque sous-ensemble homogène ET l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site est ≥ 103 cm, ALORS **Matière organique incorporée en surface** = 1.

Si l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère est connue dans chaque sous-ensemble homogène ET l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site est < 103 cm, ALORS

$$\text{Matière organique incorporée en surface} = \sum_{i=1}^N \text{Matière organique incorporée en surface}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Matière organique incorporée en surface** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\begin{aligned} & \text{Matière organique incorporée en surface}_{\text{sous-ensemble homogène}} \\ &= \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Matière organique incorporée en surface}_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \\ & \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right) \end{aligned}$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

A l'échelle du sondage pédologique :

$$\begin{aligned} & \text{Matière organique incorporée en surface}_{\text{sondage pédologique}} \\ &= \text{épaisseur en cm de l'épisolum humifère} \times 0,0097 \end{aligned}$$

La valeur de 0,0097 permet d'avoir un indicateur étalonné entre [0 – 1] vu la règle choisie pour étalonner l'indicateur et les observations faites sur les épisolums humifères sur les sites tests de 2015 (voir ci-avant, dans ce même Encadré).

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site ?

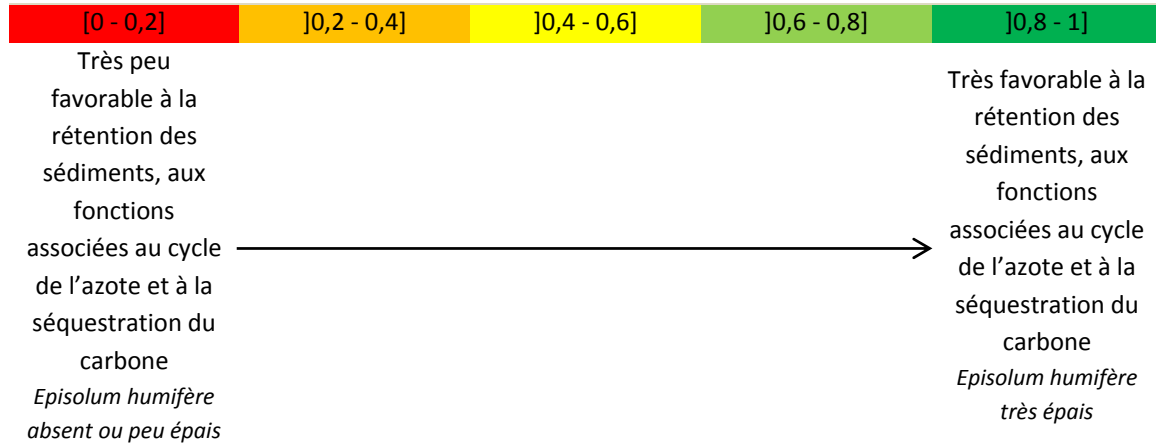
Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère croît, ce qui favorise généralement la rétention des sédiments, l'assimilation végétale de l'azote, la dénitrification des nitrates et indique une séquestration du carbone plus importante.

Comme limites à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il ne distingue pas les horizons O et A. Par ailleurs, il ne distingue pas les épisolums humifères d'épaisseur égale mais présentant des taux de matière organique distincts (par ex. épisolum humifère humique avec une couleur noire sur au moins 20 cm selon Baize et Girard 2009). Il ne tient pas non plus compte des types d'humus. Il paraissait en effet trop complexe d'inclure ces aspects dans d'autres indicateurs complémentaires compte tenu des impératifs pour concevoir la

méthode. Etant donné que la méthode doit permettre de comparer des sites dans des contextes similaires et que les habitats rentrent en ligne de compte pour décrire ce contexte, il est vraisemblable que les comparaisons réalisées entre sites portent sur des habitats similaires, avec donc des conditions pédologiques relativement proches limitant le biais introduit par le manque de précision de l'indicateur.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 31 : « Matière organique enfouie »

Paramètre à la base de l'indicateur : l'horizon Ab, soit l'horizon A enfoui dans le sol.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain dans chaque sondage pédologique. La limite de l'horizon Ab avec l'horizon supérieur et l'horizon sous-jacent est déterminée avec la charte de couleurs Munsell® selon les mêmes recommandations que celles formulées par Baize et Girard (2009) pour l'épisolum humifère : valeurs (« values ») comprises entre 2 et 5 et des *chromas* comprises entre 0 et 4 pour l'épisolum humifère.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur moyenne de l'horizon Ab dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, l'épaisseur de l'horizon Ab a été renseignée sur le terrain. Sur les 163 sites tests, seuls 7 sites présentaient un horizon Ab. La gamme de variation et la distribution du paramètre ont été évaluées sur les informations obtenues sur ces 7 sites. Comme critique, on peut évidemment mentionner que l'échantillon est très faible pour étalonner l'indicateur. La figure ci-dessous représente la distribution de l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab (c'est-à-dire $\sum_{\text{sous-ensemble-homogène}}$ (épaisseur moyenne en cm de l'horizon Ab dans le sous-ensemble homogène²⁷ × part relative du sous-ensemble homogène dans le site) / (\sum parts relatives des sous-ensembles homogènes où les informations sur la matière organique et la texture du sol sont renseignées) en ne tenant compte que des sous-ensembles homogènes sans trait d'hydromorphie histique) pour les 7 sites sur lesquels l'épaisseur de l'horizon Ab a été renseignée. Le premier quartile est de 5,57, la médiane est de 6,6 et le troisième quartile de 22,5. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5 \times$ étendue interquartile) est de 30 cm.

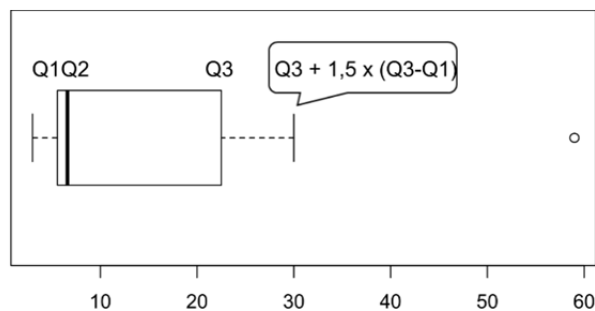


Figure 45 : Epaisseur moyenne de l'horizon Ab (en cm) dans 7 sites tests de 2015 avec un horizon Ab.

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsqu'il n'y a pas d'horizon Ab dans le site. Elle augmentera avec l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab. Elle sera de 1 lorsque l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab atteindra la valeur extrême supérieure mesurée sur les sites tests de 2015 soit la valeur de 30 cm. L'épaisseur moyenne mesurée est donc multiplié par $1 / 30 = 0,0333$ pour obtenir l'indicateur. Dans des cas exceptionnels où l'épaisseur moyenne est ≥ 30 cm, le résultat du calcul est corrigé à une valeur 1.

²⁷ Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques... considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

Si l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab n'est pas connue dans au moins un sous-ensemble homogène (sondages pédologiques non réalisés dans un sous-ensemble homogène, au moins un sondage pédologique stoppé par d'éventuels obstacles avant d'atteindre 120 cm de profondeur), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Matière organique enfouie**.

Si l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab est connue dans chaque sous-ensemble homogène ET l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab dans le site est ≥ 30 cm, ALORS **Matière organique enfouie** = 1.

Si l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab est connue dans chaque sous-ensemble homogène ET l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab dans le site est < 30 cm, ALORS

$$\text{Matière organique enfouie} = \sum_{i=1}^N \text{Matière organique enfouie}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Matière organique enfouie** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\begin{aligned} & \text{Matière organique enfouie}_{\text{sous-ensemble homogène}} \\ &= \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Matière organique enfouie}_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right) \end{aligned}$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

A l'échelle du sondage pédologique :

$$\text{Matière organique enfouie}_{\text{sondage pédologique}} = \text{épaisseur en cm de l'horizon Ab} \times 0,0333$$

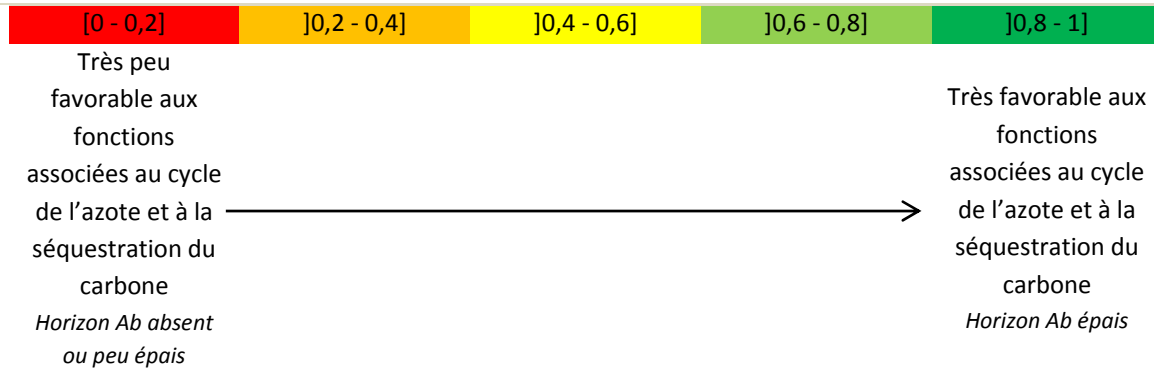
La valeur de 0,0333 permet d'avoir un indicateur étalonné entre [0 – 1] vu la règle choisie pour étalonner l'indicateur et les observations faites sur les horizons Ab lorsqu'ils étaient présents sur les sites tests de 2015 (voir ci-avant, dans ce même Encadré).

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'épaisseur de l'horizon Ab croît et l'épaisseur du sol auquel est incorporée la matière organique en profondeur est plus importante, ce qui favorise l'assimilation végétale de l'azote, la dénitrification des nitrates et la séquestration du carbone.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



8. « Tourbe en surface », « Tourbe enfouie »

Définition des horizons histiques

Les horizons histiques (H) sont des horizons holorganiques formés de débris de végétaux en milieux saturés par l'eau pendant de longues périodes (plus de la moitié de l'année). Au-delà de 20% de matière minérale, l'horizon histique a pu recevoir des apports de matières minérales d'origine allochtone. Les horizons H sont parfois sur des horizons ou des matériaux minéraux (par ex. horizons G) et le substrat sur lequel ils reposent est le plus souvent très profond. Les horizons H flottent parfois sur l'eau (par ex. colonisation d'anciennes fosses de tourbage) (Baize et Girard 2009). Il est également possible que des horizons histiques soient sous des horizons minéraux dans un sondage pédologique (par ex. dépôts d'alluvions ou dépôts d'origine éolienne sur les matériaux organiques). La dénomination d'« horizon histique » est un terme utilisé communément dans la communauté des pédologues, il s'agit également du terme le plus approprié pour dénommer des débris végétaux accumulés en condition anaérobie sur le long terme. Cela correspond plus simplement à ce que les non-pédologues appellent probablement un peu abusivement la « tourbe », mais qui correspond dans son sens propre à la matière extraite des tourbières pour divers besoins anthropiques.

Propriétés associées aux horizons histiques (la « tourbe »)

Différents types d'horizons H peuvent être observés. Ils peuvent même se superposer. **Ces horizons H se différencient par leur taux de fibres frottées²⁸ et le degré de décomposition du matériel végétal²⁹ (Baize et Girard 2009) :**

- **Horizons H fibriques (Hf).** Fibres frottées > 40 g/100 g. Les débris végétaux ne sont pas ou très peu décomposés. Il est facile d'identifier les structures végétales. Un échantillon pressé restitue un liquide clair (ou ambré) et limpide. Le résidu n'est pas pâteux ;
- **Horizons H mésiques (Hm).** Fibres frottées entre 10 et 40 g/100 g. La décomposition du matériel végétal est moyenne à forte mais les structures végétales restent peu identifiables. Le liquide s'écoulant d'un échantillon pressé est trouble voire brun. Le résidu est légèrement pâteux ;
- **Horizons H sapriques (Hs).** Fibres frottées < 10 g/100 g. Il n'est plus possible de discerner les structures végétales car la décomposition du matériel végétal peut être totale. Le matériel est noir et gras. Il tâche les doigts, sa structure est continue et il passe presque entièrement entre les doigts avec l'eau qu'il contient (liquide noir). Si un résidu est présent, il est constitué de quelques débris ligneux non décomposés très peu importants ;
- **Horizons H assainis (Ha) - Horizons H labourés (LH).** De couleur foncée, ils sont formés de matières organiques très décomposées. Une structure grumeleuse qui peut être fragile est la conséquence d'un abaissement du niveau de la nappe, avec mise en culture (horizon LH) ou sans (horizon Ha). Il est rarement possible de déterminer le taux de fibres frottées. Ils présentent une faible porosité et une faible capacité de rétention en eau.

²⁸ Les débris organiques à structures végétales reconnaissables, retenus sur un tamis de 200 µm après tamisage sous un courant d'eau.

²⁹ Le degré de décomposition du matériel s'apprécie sur le terrain par la couleur du liquide qui s'écoule quand on presse un échantillon (échelle de von Post). Au laboratoire, on emploie l'« indice pyrophosphate ».

Un histosol est composé de matières organiques et d'eau avec des végétaux morts qui évoluent lentement en conditions d'anaérobiose étant donné l'engorgement quasi-permanent du sol. Il est composé presque uniquement d'horizons histiques. **Un histosol est formé lorsque le bilan hydrique est positif l'essentiel de l'année et quand une accumulation de matières organiques excédentaires a lieu. La matière organique est donc produite dans des proportions plus importantes que la matière organique qui se décompose.** Les processus d'atterrissement et de paludification sont les deux grands types de processus à l'origine des histosols. L'acrotelme est la partie supérieure de l'histosol (subit des phases aérobies dû au battement de nappe) et la catotelme est située en profondeur dans une zone saturée en permanence par l'eau. La matière organique est accumulée au contact de ces deux niveaux.

Différentes méthodes existent pour décrire le degré de décomposition de la tourbe. Il existe des méthodes relativement sophistiquées (voir Biester *et al.* 2014) mais également d'autres méthodes moins précises mais plus facilement applicables sur le terrain. **L'échelle de Von Post (1922 dans Stanek et Silc 1977) est une de ces méthodes et il s'agit également de celle probablement la plus couramment utilisée. Elle propose notamment de distinguer la tourbe selon son degré de décomposition en 10 niveaux (voir Stanek et Silc 1977, pour une présentation détaillée), distingués selon la couleur de l'eau qui provient du matériau quand il est pressé entre les mains et aussi selon la quantité de matériau qui reste entre les mains une fois le matériau pressé.** D'après l'analyse de Stanek et Silc (1977), la méthode Von Post donne des informations pertinentes, tout en étant la plus pratique sur le terrain (peu coûteuse, aucune instrumentation lourde requise et rapide). Il est possible de mettre en relation les indices de Von Post avec les horizons sapriques, mésiques et fibriques (Tableau ci-après).

Tableau 6 : Description des différents niveaux d'humification de la matière organique d'après l'échelle de Von Post (1922) et correspondance avec les horizons histiques (adapté de Baize et Girard 2009).

Degré d'humification de l'échelle de Von Post (1922)	Décomposition	Structures végétales avant le test	Matières amorphes	Liquide s'écoulant entre les doigts après pression du matériau	Nature du résidu restant dans la paume de la main	Types d'horizons histiques (H)	
H ₁	Nulle	Parfaitement identifiables	Nulles	Limpide	Végétaux non décomposés	Horizons fibriques	
H ₂	Insignifiante	Facilement identifiables		Eau de couleur jaune à brune	Végétaux très peu décomposés		
H ₃	Très faible	Identifiables	Très rares	Eau de couleur brune à noire	Végétaux peu décomposés – masse fibreuse faiblement humide		
H ₄	Faible	Difficilement identifiables	Rares	Eau turbide	Le résidu (humide) est de consistance légèrement granuleuse		
H ₅	Moyenne	Reconnaissables mais non identifiables	Assez fréquentes	Eau turbide, avec un peu de matière solide	Résidu pâteux détrempe, structures végétales encore visibles à l'œil nu		
H ₆	Moyenne à forte	Non reconnaissables	Fréquentes	Eau boueuse, moins de 1/3 de la matière solide passe entre les doigts	Résidu granuleux et mou, avec quelques structures végétales visibles		Horizons mésiques
H ₇	Forte	Indistinctes		Eau boueuse, environ la moitié de la matière solide passe entre les doigts	Résidu détrempe, avec quelques structures végétales visibles		
H ₈	Très forte	Très indistinctes	Très fréquentes	Boue, 2/3 de la matière solide passe entre les doigts	Résidu mou et détrempe, avec parfois des résidus ligneux non décomposés		
H ₉	Quasi totale	Pratiquement non discernables		Presque tout le mélange homogène eau-matière solide passe entre les doigts	La structure des végétaux inclus dans le résidu en faible quantité est rarement reconnaissable		Horizons sapriques
H ₁₀	Totale	Non discernables		Toute la masse homogène passe entre les doigts	Pas de résidu		

La séquestration du carbone est notamment tributaire de l'état d'humification du matériau organique dans les horizons histiques. Dans le cadre de la méthode, les horizons histiques en surface (sans matériaux minéraux entre les horizons histiques et la surface) et ceux qui sont enfouis (par ex. sous des matériaux minéraux) constituent deux indicateurs distincts (Encadrés ci-après). En effet, dans le premier cas la turbification en surface peut être encore active alors que dans le second cas, la turbification est vraisemblablement stoppée. Chaque indicateur tient compte par ailleurs du degré d'humification du matériau organique. Dans les deux cas, il est considéré dans cette méthode, que plus l'épaisseur de tourbe est importante et plus l'humification de la matière organique est faible, plus les conditions sont favorables à la séquestration du carbone dans le site.

Encadré 32 : « Tourbe en surface »

L'indicateur est dénommé « tourbe » pour être parlant pour le plus grand nombre, même si les pédologues considèrent pour beaucoup que le terme « tourbe » est réservé au matériau qui a une utilisation commerciale et que le terme d'« horizons histiques » serait plus juste.

Paramètre à la base de l'indicateur : types d'horizons histiques à la surface (sans matériaux minéraux entre les horizons histiques et la surface).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain sur chaque sondage pédologique.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur moyenne des horizons histiques en surface modulée selon leur degré d'humification.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si l'épaisseur des horizons histiques de surface n'est pas connue dans au moins un sondage pédologique (sondage pédologique non réalisé dans au moins un sous-ensemble homogène³⁰, interruption d'au moins un sondage pédologique avant la fin des horizons histiques en surface), **ALORS** aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Tourbe en surface**.

Si l'épaisseur des horizons histiques de surface est connue dans tous les sondages pédologiques (sondages pédologiques réalisés dans tous les sous-ensembles homogènes, sondages pédologiques interrompus après la fin des horizons histiques en surface ou à une profondeur de 120 cm), **ALORS**

$$\text{Tourbe en surface} = \sum_{i=1}^N \text{Tourbe en surface}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Tourbe en surface** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\text{Tourbe en surface}_{\text{sous-ensemble homogène}} = \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Tourbe en surface}_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right)$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

³⁰ Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques... considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

A l'échelle du sondage pédologique :

$$\text{Tourbe en surface}_{\text{sondage pédologique}} = \frac{h_{\text{Horizon fibrique}} \times 1 + h_{\text{Horizon mésique}} \times 0,55 + h_{\text{Horizon saprique}} \times 0,1}{1,2}$$

Où

$h_{\text{Horizon fibrique}}$; l'épaisseur totale des horizons fibriques en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H₁ à H₄ de l'échelle de Von Post.

$h_{\text{Horizon mésique}}$; l'épaisseur totale des horizons mésiques en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H₅ à H₈ de l'échelle de Von Post.

$h_{\text{Horizon saprique}}$; l'épaisseur totale des horizons sapriques en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H₉ à H₁₀ de l'échelle de Von Post.

Les valeurs de 1, 0,55 et 0,1 indiquent un niveau croissant d'humification de la matière organique dans chaque type d'horizon histique.

La valeur de 1,2 correspond à la profondeur maximale (1,2 m) atteignable avec le type de tarière dont l'usage est recommandé dans le cadre de l'application de cette méthode. Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

Dans la correspondance faite par Baize et Girard (2009) entre les types d'horizons histiques et les degrés d'humification de l'échelle de Von Post, H₅ et H₈ sont des degrés d'humification intermédiaires entre les horizons fibriques et mésiques ; et mésiques et fibriques respectivement. Ils ont été affectés à chaque type d'horizon histique de manière arbitraire dans cette méthode.

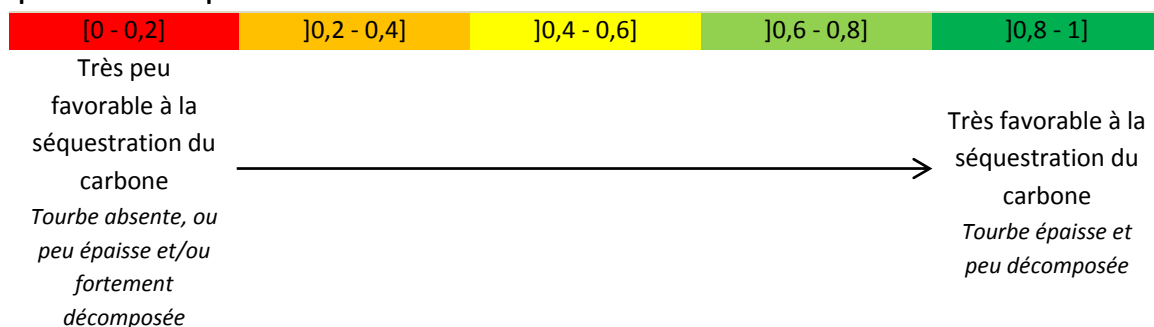
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'épaisseur moyenne des horizons histiques en surface et leur degré d'humification dans le site ?

Sous-fonction renseignée : séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'épaisseur moyenne des horizons histiques croît et le taux de décomposition de la matière organique est amoindri, ce qui favorise la séquestration du carbone.

Comme limite, on peut mentionner notamment que cet indicateur ne tient pas compte du type de matériau végétal (sphaignes, roseaux, ligneux...) qui constitue les horizons histiques alors que cela peut affecter l'efficacité de la séquestration du carbone. De plus, dans le cas d'un site où l'épaisseur des horizons histiques est largement supérieure à 1,2 m, l'indicateur peut être relativement insensible à la variation d'épaisseur de tourbe qui peut avoir lieu (par ex. accumulation de tourbe non détectée car l'épaisseur mesurée reste de 1,2 m).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 33 : « Tourbe enfouie »

L'indicateur est dénommé « tourbe » pour être parlant pour le plus grand nombre, même si les pédologues considèrent pour beaucoup que le terme « tourbe » est réservé au matériau qui a une utilisation commerciale et que le terme d'« horizons histiques » serait plus juste.

Paramètre à la base de l'indicateur : horizons histiques sous un horizon « minéral » (par ex. avec un horizon « minéral » entre les horizons histiques et la surface).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain sur chaque sondage pédologique.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur moyenne des horizons histiques enfouis modulée selon leur degré d'humification.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si l'épaisseur de l'horizon histique enfoui n'est pas connue dans au moins un sondage pédologique (sondage pédologique non réalisé dans au moins un sous-ensemble homogène³¹, interruption d'au moins un sondage pédologique avant 120 cm de profondeur), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Tourbe enfouie**.

Si l'épaisseur de l'horizon histique enfoui est connue dans tous les sondages pédologiques (sondages pédologiques réalisés dans tous les sous-ensembles homogènes, sondages pédologiques interrompus à une profondeur de 120 cm), *ALORS*

$$\text{Tourbe enfouie} = \sum_{i=1}^N \text{Tourbe enfouie}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Tourbe enfouie** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\begin{aligned} & \text{Tourbe enfouie}_{\text{sous-ensemble homogène}} \\ &= \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Tourbe enfouie}_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right) \end{aligned}$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

³¹ Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques... considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

A l'échelle du sondage pédologique :

$$\text{Tourbe enfouie}_{\text{sondage pédologique}} = \frac{h_{\text{Horizon fibrique}} \times 1 + h_{\text{Horizon mésique}} \times 0,55 + h_{\text{Horizon saprique}} \times 0,1}{1,2}$$

Où

$h_{\text{Horizon fibrique}}$; l'épaisseur totale des horizons fibriques enfouis sous un horizon non histique en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_1 à H_4 de l'échelle de Von Post.

$h_{\text{Horizon mésique}}$; l'épaisseur totale des horizons mésiques enfouis sous un horizon non histique en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_5 à H_8 de l'échelle de Von Post.

$h_{\text{Horizon saprique}}$; l'épaisseur totale des horizons sapriques enfouis sous un horizon non histique en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_9 à H_{10} de l'échelle de Von Post.

Les valeurs de 1, 0,55 et 0,1 indiquent un niveau croissant d'humification de la matière organique dans chaque type d'horizon histique.

La valeur de 1,2 correspond à la profondeur maximale (1,2 m) atteignable avec le type de tarière dont l'usage est recommandé dans le cadre de l'application de cette méthode. Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

Dans la correspondance faite par Baize et Girard (2009) entre les types d'horizons histiques et les degrés d'humification de l'échelle de Von Post, H_5 et H_8 sont des degrés d'humification intermédiaires entre les horizons fibriques et mésiques ; et mésiques et fibriques respectivement. Ils ont été affectés à chaque type d'horizon histique de manière arbitraire dans cette méthode.

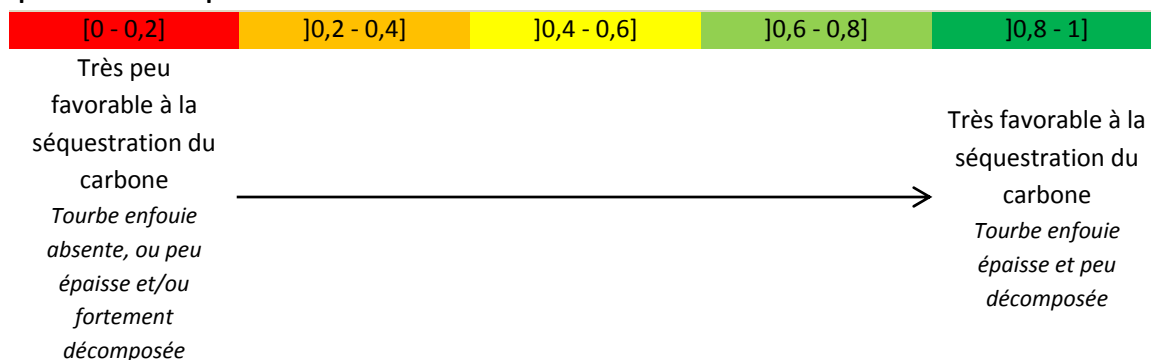
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'épaisseur moyenne des horizons histiques enfouis et leur degré d'humification dans le site ?

Sous-fonction renseignée : séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'épaisseur moyenne des horizons histiques enfouis croît et le taux de décomposition de la matière organique est amoindri, ce qui favorise la séquestration du carbone.

Comme limite, on peut mentionner notamment que cet indicateur ne tient pas compte du type de matériau végétal (sphaignes, roseaux, ligneux...) qui constitue les horizons histiques alors que cela peut affecter l'efficacité de la séquestration du carbone.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



9. « Texture en surface 1 », « Texture en surface 2 », « Texture en profondeur »

Définition de la texture d'un sol

Caractériser la texture d'un sol revient à décrire la proportion de particules sableuses (taille > 0,05 mm), limoneuses (taille entre 0,05 et 0,002 mm) et argileuses (taille < 0,002 mm) dans un échantillon de sol (FAO 2011). La délimitation de ces classes peut être sujette à des variations selon les auteurs (voir par exemple d'autres délimitations dans Davidsson *et al.* 2000, Ramade 2008). La nature des fragments et des minéraux provenant de la décomposition de la roche mère influence la texture (Ramade 2008). Les sols dominés par les argiles sont appelés des sols à texture fine, alors que les autres sols sont plutôt qualifiés de sols à texture grossière. Il est possible de regrouper les sols en différentes classes de texture (FAO 2011), qui sont fréquemment représentées sur un triangle de texture.

Propriétés d'un sol selon sa texture

La texture influence directement la capacité de rétention en eau, l'aération, la porosité, la conductivité hydraulique, la sensibilité au compactage, la résistance à la pénétration par le système racinaire, la capacité de rétention des nutriments (Capacité d'Echange Cationique (CEC)) ou encore la résistance à l'acidification du sol (FAO 2011). Il s'agit d'un paramètre clef pour comprendre les relations climat, sol et végétation (Fernandez-Illescas *et al.* 2001).

L'aptitude d'un sol à être détaché et transporté sous l'action des pluies et du ruissellement correspond à sa sensibilité à l'érosion (sans prendre en compte l'érosion éolienne). Des relations complexes existent entre la sensibilité à l'érosion et la désagrégation ou la battance du sol (Le Bissonais *et al.* 2005). **La texture est avec la teneur en matière organique, le pH, la structure du sol... une des caractéristiques qui influencent de manière significative les pertes de sol (voir Wischmeier et Mannering 1969, Essien 2013).** Alors que certains paramètres peuvent changer relativement rapidement dans un sol et faire fluctuer sa sensibilité à l'érosion, la texture change lentement et reste souvent constante (Bryan 2000). Généralement, les sols avec une forte proportion de limon, une faible proportion d'argile et pauvre en matière organique ont la plus forte sensibilité à l'érosion. La sensibilité à l'érosion décroît quand la proportion de limons décroît, que ce soit au profit des sables ou des argiles. Il convient de préciser que la sensibilité à l'érosion d'un sol est si dépendante des changements de texture que les classifications conventionnelles de texture des sols sont le plus souvent trop grossières pour qualifier la capacité d'un sol à résister à l'érosion causée par les pluies et les ruissellements. Par exemple, les particules les plus fines de sable (0,05 à 0,1 mm) semblent davantage avoir les propriétés des limons que des sables plus grossiers face à l'érosion (Wischmeier et Mannering 1969).

Le rôle de la texture du sol dans le cycle de l'azote a été démontré dans des écosystèmes tels que les forêts ou les prairies (voir Pinay *et al.* 2007). Globalement, les sols à texture grossière ont une moins grande capacité de rétention des eaux et donc une plus forte propension à perdre les nitrates par lessivage comparé aux sols à texture fine (Lamb *et al.* 2014). Les sols à texture fine sont plus favorables à la dénitrification potentielle puisqu'ils hébergent une activité dénitrifiante plus importante que ceux à texture grossière. L'humidité du sol, sa texture, la disponibilité en carbone et en nitrates sont même signalés comme étant des facteurs clefs de la dénitrification (voir

Ullah et Faulkner 2006). Dans leur méta-analyse sur des sols alluviaux en Europe, Pinay *et al.* (2007) soulignent que la dénitrification est plus importante dans les sols dont la texture est constituée à plus de 60% de limons et d'argiles. Cependant, en prenant en compte l'effet de la texture avec ceux de l'humidité du sol, de la température et de la biomasse herbacée, ils ne détectent pas un effet significatif de la texture du sol sur la dénitrification parmi toutes ces variables.

La texture du sol a une influence majeure sur la rétention des sédiments (sensibilité à l'érosion) et la dénitrification des nitrates dans le sol du site. Dans le cadre de cette méthode, la texture du sol est renseignée en tenant compte :

- du fait que son effet sur chaque sous-fonction n'est pas identique. Ainsi, une texture peut être favorable à l'expression d'une sous-fonction mais défavorable à l'autre.
- du fait qu'il n'est pas toujours possible de décrire la texture du sol sur un sondage pédologique de 120 cm, comme préconisé lors de l'application de la méthode sur le terrain. En effet, les tests sur le prototype de méthode 2015 ont révélé que sur 110 sites où la profondeur minimum des sondages pédologiques était connue, les sondages pédologiques ne pouvaient pas être faits à une profondeur supérieure à 30 cm dans 10% des cas, notamment en raison de la présence d'une charge importante en cailloux qui limite la possibilité d'aller plus en profondeur.

Différents indicateurs sont donc renseignés par sous-fonction lorsque les différentes relations entre le paramètre et une sous-fonction le justifie. Trois indicateurs sont proposés en rapport avec la texture du sol (Encadrés ci-après). Ils portent selon les sous-fonctions considérées sur la couche superficielle du sol (entre 0 et 30 cm de profondeur, soit la profondeur à laquelle il est possible dans 90% des cas de réaliser un sondage pédologique d'après les tests du prototype 2015 sur 110 sites) ou sur la couche plus profonde de sol (entre 30 et 120 cm, pas toujours accessible dans son ensemble, du fait de la charge en cailloux qui peut être présente).

Encadré 34 : « Texture en surface 1 »

Paramètre à la base de l'indicateur : la texture du sol dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur des classes de texture du sol dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique modulée selon la sensibilité à l'érosion.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

SI au moins un sondage pédologique contient au moins un horizon histique dans les 30 premiers cm, OU au moins un sondage pédologique n'a pu atteindre les 30 premiers cm (profondeur total d'un sondage pédologique < 30 cm), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Texture en surface 1**.

SI aucun horizon histique n'est observé sur les 30 premiers cm ET tous les sondages pédologiques ont pu être atteints les 30 premiers cm (profondeur total des sondages pédologiques ≥ 30 cm), ALORS

$$\text{Texture en surface 1} = \sum_{i=1}^N \text{Texture en surface } 1_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Texture en surface 1** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\begin{aligned} & \text{Texture en surface } 1_{\text{sous-ensemble homogène}} \\ &= \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Texture en surface } 1_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right) \end{aligned}$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

A l'échelle du sondage pédologique :

Texture en surface $1_{\text{sondage pédologique}}$

$$= \frac{h_{\text{Horizon sableux}} \times 1 + h_{\text{Horizon argileux}} \times 1 + h_{\text{Horizon argilo-limoneux}} \times 0,7 + h_{\text{Horizon sablo-limoneux}} \times 0,7 + h_{\text{Horizon limono-argileux}} \times 0,4 + h_{\text{Horizon limono-sableux}} \times 0,4 + h_{\text{Horizon limoneux}} \times 0,1}{0,3}$$

Où

$h_{\text{Horizon sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon argilo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon sablo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

Les valeurs de 1, 0,7, 0,4 et 0,1 indiquent un niveau croissant de sensibilité à l'érosion selon la texture du sol.

La valeur de 0,3 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (0,3 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

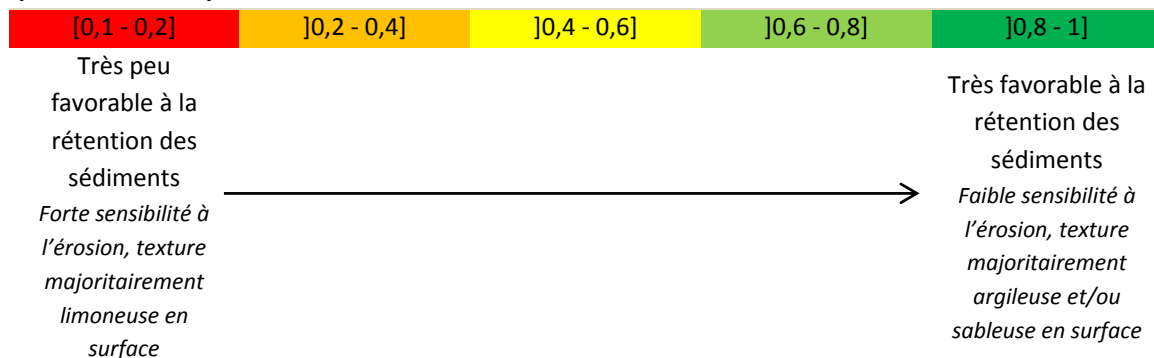
Question à laquelle répond l'indicateur : la texture du sol dans les 30 premiers cm est-elle favorable à la rétention des sédiments ?

Sous-fonction renseignée : rétention des sédiments.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la texture du sol dans les 30 premiers cm est de plus en plus sableuse ou argileuse, la sensibilité à l'érosion est moindre. Les conditions sont alors plus favorables à la rétention des sédiments.

Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de l'éventuelle charge en cailloux dans le sol et que les classes de texture prises en compte restent peu précises.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 35 : « Texture en surface 2 »

Paramètre à la base de l'indicateur : la texture du sol dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur des classes de texture du sol dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique modulée selon les effets sur la dénitrification des nitrates.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

SI au moins un sondage pédologique contient au moins un horizon histique dans les 30 premiers cm, OU au moins un sondage pédologique n'a pu atteindre les 30 premiers cm (profondeur total d'un sondage pédologique < 30 cm), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Texture en surface 2**.

SI aucun horizon histique n'est observé sur les 30 premiers cm ET tous les sondages pédologiques ont pu être réalisés en totalité sur les 30 premiers cm en surface (profondeur total des sondages pédologiques \geq 30 cm), ALORS

$$\text{Texture en surface 2} = \sum_{i=1}^N \text{Texture en surface } 2_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Texture en surface 2** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\begin{aligned} & \text{Texture en surface } 2_{\text{sous-ensemble homogène}} \\ &= \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Texture en surface } 2_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right) \end{aligned}$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

A l'échelle du sondage pédologique :

$$\begin{aligned} & \text{Texture en surface } 2_{\text{sondage pédologique}} \\ & h_{\text{Horizon argileux}} \times 1 + h_{\text{Horizon argilo-limoneux}} \times 0,85 + h_{\text{Horizon limono-argileux}} \times 0,7 + \\ & h_{\text{Horizon limoneux}} \times 0,55 + h_{\text{Horizon limono-sableux}} \times 0,4 + h_{\text{Horizon sablo-limoneux}} \times 0,25 \\ & = \frac{\quad + h_{\text{Horizon sableux}} \times 0,1}{0,3} \end{aligned}$$

Où

$h_{\text{Horizon argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon argilo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon sablo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

Les valeurs de 1, 0,85, 0,7, 0,55, 0,4, 0,25 et 0,1 indiquent un niveau décroissant de prédisposition du sol à dénitrifier les nitrates selon sa texture.

La valeur de 0,3 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (0,3 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

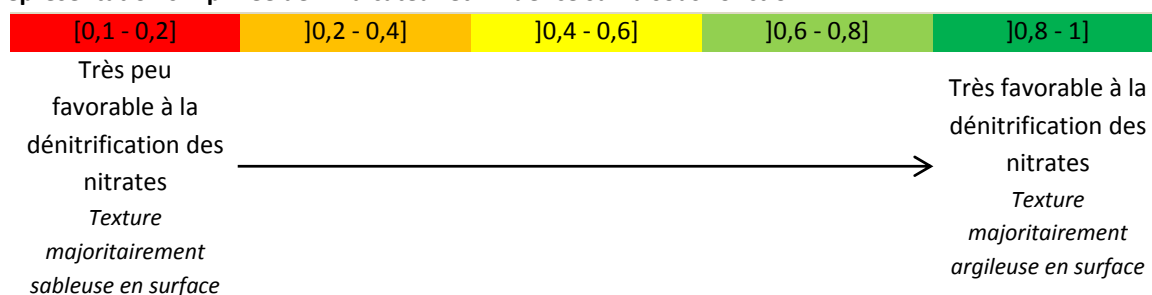
Question à laquelle répond l'indicateur : la texture du sol dans les 30 premiers cm est elle-favorable à la dénitrification des nitrates ?

Sous-fonction renseignée : dénitrification des nitrates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la texture du sol dans les 30 premiers cm en surface du sol est de plus en plus fine, les conditions sont plus favorables à la dénitrification des nitrates.

Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de l'éventuelle charge en cailloux dans le sol et que les classes de texture prises en compte restent peu précises.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 36 : « Texture en profondeur »

Paramètre à la base de l'indicateur : la texture du sol entre 30 cm et 120 cm sur chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur des classes de texture du sol entre 30 cm et 120 cm sur chaque sondage pédologique modulée selon les effets sur la dénitrification des nitrates.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si au moins un sondage pédologique contient au moins un horizon histique entre 30 cm et 120 cm de profondeur, OU au moins un sondage pédologique n'a pu atteindre la profondeur de 120 cm (profondeur total d'un sondage pédologique < 120 cm), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Texture en profondeur**.

Si aucun horizon histique n'est observé entre 30 cm et 120 cm de profondeur ET tous les sondages pédologiques ont pu être réalisés jusqu'à une profondeur de 120 cm, ALORS

$$\text{Texture en profondeur} = \sum_{i=1}^N \text{Texture en profondeur}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Texture en profondeur** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\begin{aligned} & \text{Texture en profondeur}_{\text{sous-ensemble homogène}} \\ &= \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Texture en profondeur}_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right) \end{aligned}$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

A l'échelle du sondage pédologique :

*Texture en profondeur*_{sondage pédologique}

$$\frac{h_{\text{Horizon argileux}} \times 1 + h_{\text{Horizon argilo-limoneux}} \times 0,85 + h_{\text{Horizon limono-argileux}} \times 0,7 + h_{\text{Horizon limoneux}} \times 0,55 + h_{\text{Horizon limono-sableux}} \times 0,4 + h_{\text{Horizon sablo-limoneux}} \times 0,25 + h_{\text{Horizon sableux}} \times 0,1}{0,9}$$

Où

$h_{\text{Horizon argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon argilo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon sablo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

Les valeurs de 1, 0,85, 0,7, 0,55, 0,4, 0,25 et 0,1 indiquent un niveau décroissant de prédisposition du sol à dénitrifier les nitrates selon sa texture.

La valeur de 0,9 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (entre 0,3 et 1,2 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

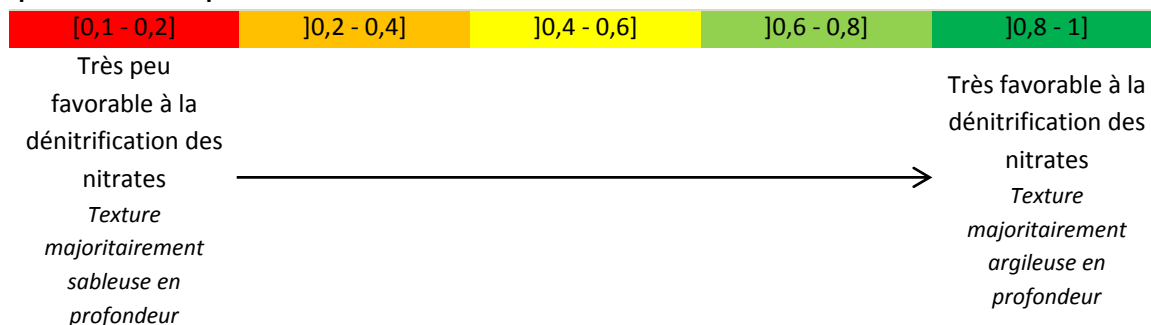
Question à laquelle répond l'indicateur : la texture du sol entre 30 cm et 120 cm de profondeur est elle-favorable à la dénitrification des nitrates ?

Sous-fonction renseignée : dénitrification des nitrates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la texture du sol en profondeur est de plus en plus fine, les conditions sont plus favorables à la dénitrification des nitrates.

Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de l'éventuelle charge en cailloux dans le sol et que les classes de texture prises en compte restent peu précises.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



10. « Conductivité hydraulique en surface » et « Conductivité hydraulique en profondeur »

Définition de la conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique correspond à une mesure utilisée pour évaluer la capacité d'un milieu poreux à transmettre un fluide sous l'effet d'un gradient de pression 1. Elle correspond à une mesure du taux de déplacement de l'eau à travers le sol (Boelter *et al.* 1968). Cette capacité dépend de la saturation et des propriétés du milieu poreux (granulométrie, répartition des pores,...) et des propriétés du fluide qu'il laisse passer (viscosité, densité...). La conductivité hydraulique et la perméabilité intrinsèque sont des fonctions strictement croissantes avec le taux de saturation du milieu poreux. Lorsque la teneur en eau augmente, le nombre de pores en eau augmente, un plus grand nombre de pores participent alors à l'écoulement et la conductivité augmente. Lorsque le milieu est saturé, la conductivité hydraulique est maximale. On parle alors de conductivité hydraulique à saturation. **La conductivité hydraulique a des effets importants sur les écoulements dans les sols aussi bien organiques (horizons histiques) (Boelter *et al.* 1968) que non organiques. Elle varie beaucoup selon le type de sol, la texture ou le degré d'humification dans les sols organiques (voir Davidsson *et al.* 2000).**

Propriétés associées à la conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique a une influence cruciale sur le transport de l'eau, des nutriments et leur rétention (voir Davidsson *et al.* 2000). Les analyses hydrologiques sur les sols impliquent souvent l'évaluation de l'infiltration, de la conductivité, de la rétention... Tout comme la quantité de matière organique ou la structure du sol, la texture est une caractéristique majeure qui influence ces propriétés hydrologiques (Saxton et Rawls 2006). **En effet, bien que les horizons et la taille des structures influencent les paramètres hydrauliques du sol, il semble que la texture ait la plus forte influence sur la porosité, la conductivité hydraulique à saturation, la distribution de la taille des pores ou encore le potentiel matriciel du sol à saturation (Cosby *et al.* 1984 dans Fernandez-Illescas *et al.* 2001).** Les sols avec une texture grossière ont généralement une conductivité hydraulique plus forte que les sols avec une texture fine. Bien que la texture soit généralement un déterminant majeur de la conductivité hydraulique, chaque sol a d'autres propriétés intrinsèques qui peuvent expliquer des écarts à cette propriété générale (Rawls *et al.* 1982). L'aptitude des sols à conserver l'eau varie donc et il s'agit là d'une des caractéristiques qui est à l'origine même de leur différenciation. Les sols de zones humides constitués principalement de sables sont très filtrants et de très bon conducteurs pour les flux d'eau (écoulements rapides) ; les sols à texture plus fine comme les sols argileux sont moins conducteurs (écoulements lents) alors que les sols limoneux ont des propriétés intermédiaires (Rawls *et al.* 1982).

Les histosols sont souvent composés d'une superposition d'horizons histiques, où les proportions de matière organique et d'eau dans le sol peuvent fortement varier. La conductivité hydraulique des histosols peut être affectée par le type d'horizons histiques (Laplace-Dolonde 1994). **Plus ces sols contiennent de fibres, plus la conductivité hydraulique est importante (voir Davidsson *et al.* 2000). A l'inverse, lorsque les matériaux contenus dans la tourbe sont fortement décomposés, les écoulements sont plus lents (Boelter *et al.* 1968).**

Des propositions sont faites dans la littérature pour ordonner les sols selon leur texture ou le degré de décomposition du matériau qui constitue les horizons histiques ; et leur influence sur la conductivité hydraulique à saturation. **Les sols à la texture sableuse, sont ceux avec la conductivité hydraulique la plus forte, suivis par ceux avec une texture plus limoneuse et enfin les sols avec la texture la plus argileuse seraient ceux avec la conductivité hydraulique à saturation la plus faible. La conductivité hydraulique à saturation des sols composés de tourbe serait à un niveau intermédiaire entre les sols sableux et limoneux, avec une variation selon le degré de décomposition du matériau organique (Tableaux ci-après).**

Tableau 7 : Ordres de grandeur de la conductivité hydraulique à saturation dans les sols (remis en forme de Musy et Soutter 1991).

Conductivité à saturation en m/s	10^{-1}	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}	10^{-8}	10^{-9}	10^{-10}	10^{-11}
	Soit environ :			100 m/j	10 m/j	1 m/j	0,1 m/j				
Perméabilité	Perméable			Semi-perméable			Imperméable				
Types de sols	Graviers sans sable ni élément fin		Sables avec graviers et sables grossiers à sables fins		Sables très fins, limons grossiers à limons argileux		Argiles limoneuses à argiles homogènes				
			Tourbes								

Tableau 8 : Conductivité hydraulique à saturation mesurée dans différents types d'horizon (issu de Hoffmann *et al.* 1993 dans Davidsson *et al.* 2000).

Matériau	Conductivité hydraulique à saturation (cm/s)
Tourbe peu humifiée	1.10^{-2}
Tourbe modérément humifiée	5.10^{-3}
Tourbe très humifiée	1.10^{-3}
Tourbe compacte	5.10^{-5}
Sables grossiers	1.10^{-1}
Sables de taille intermédiaire	1.10^{-2}
Sables fins	1.10^{-3}
Sable avec gyttja	1.10^{-4}
Limon	$1.10^{-7} - 1.10^{-4}$
Gyttja	1.10^{-9}
Argile	$1.10^{-9} - 1.10^{-7}$

Le type de matériau (texture et types d'horizons histiques) qui constitue le sol du site influence fortement la transmission des écoulements dans le sol et a donc des effets importants sur la recharge des nappes. Le type de matériau qui constitue le sol du site est un paramètre pris en compte pour proposer des indicateurs (Encadrés ci-après). Il est considéré qu'en général, plus la texture est grossière plus la recharge des nappes par l'infiltration des écoulements superficiels est accrue. Lorsque le matériau qui constitue le sol est organique, l'ampleur de l'effet sur la conductivité hydraulique est considérée comme étant en général intermédiaire entre les sables et

les limons. Il ne paraît pas possible au vu des valeurs de conductivité hydraulique trouvées dans la littérature de prendre en compte l'effet de la décomposition du matériau organique pour ordonner son effet par rapport à la texture.

Dans le cadre de cette méthode, le type de matériau constitutif du sol sera renseigné en tenant compte du fait qu'il n'est pas toujours possible de décrire le type de matériau sur un sondage pédologique de 120 cm, comme préconisé lors de l'application de la méthode sur le terrain. En effet, les tests sur le prototype de méthode 2015 ont révélé que sur 110 sites où la profondeur minimum des sondages pédologiques était connue, les sondages pédologiques ne pouvaient pas être faits à une profondeur supérieure à 30 cm dans 10% des cas, principalement en raison de la présence d'une charge importante en cailloux qui limite la possibilité de réaliser un sondage pédologique plus profond.

Deux indicateurs sont donc renseignés. Ils portent sur la couche superficielle du sol (0-30 cm, sur laquelle il est possible dans 90% des cas de réaliser un sondage pédologique d'après les tests du prototype 2015 sur 110 sites) ou la couche la plus profonde de sol (30-120 cm, pas toujours accessible dans son ensemble, du fait de la charge en cailloux qui peut être présente).

Encadré 37 : « Conductivité hydraulique en surface »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de matériau constitutif du sol (horizons histiques ou texture) dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur du type de matériau (texture du sol ou horizons histiques) dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

SI au moins un sondage pédologique n'a pu atteindre 30 cm de profondeur (profondeur total du sondage pédologique < 30 cm), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Conductivité hydraulique en surface**.

SI la totalité des sondages pédologiques ont atteint la profondeur de 30 cm (profondeur des sondages pédologiques ≥ 30 cm), ALORS

$$\text{Conductivité hydraulique en surface} = \sum_{i=1}^N \text{Conductivité hydraulique en surface}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Conductivité hydraulique en surface** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\text{Conductivité hydraulique en surface}_{\text{sous-ensemble homogène}} = \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Conductivité hydraulique en surface}_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right)$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

A l'échelle du sondage pédologique :

$$\begin{aligned} & \text{Conductivité hydraulique en surface}_{\text{sondage pédologique}} \\ & h_{\text{Horizon sableux}} \times 1 + h_{\text{Horizon sablo-limoneux}} \times 1 + h_{\text{Horizon histiques}} \times 0,7 + \\ & h_{\text{Horizon limono-argileux}} \times 0,4 + h_{\text{Horizon limoneux}} \times 0,4 + h_{\text{Horizon limono-sableux}} \times 0,4 + \\ & = \frac{h_{\text{Horizon argileux}} \times 0,1 + h_{\text{Horizon argilo-limoneux}} \times 0,1}{0,3} \end{aligned}$$

Où

$h_{\text{Horizon sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon sablo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon histiques}}$; l'épaisseur totale des horizons histique en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon argilo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

Les valeurs de 1, 0,7, 0,4 et 0,1 indiquent conductivité hydraulique décroissante selon le type de matériau qui constitue le sol (texture ou horizons histiques) (valeurs ordonnées vu les règles d'étalonnage choisies et d'après les valeurs proposées par Musy et Soutter 1991).

La valeur de 0,3 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (0,3 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

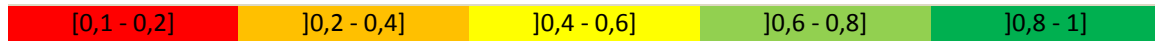
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la conductivité hydraulique dans les 30 premiers cm du sol du site ?

Sous-fonction renseignée : recharge des nappes.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le matériau dans les 30 premiers cm en surface du sol est plus grossier, la conductivité hydraulique est plus importante et les conditions sont plus favorables à la recharge des nappes.

Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il ne tient pas compte d'éventuelles interactions avec d'autres paramètres qui peuvent affecter la conductivité hydraulique (par ex. charge en cailloux dans le sol) et le fait qu'il ne tient pas compte du degré de décomposition du matériau organique dans les horizons histiques ; alors que cela affecte la conductivité hydraulique à saturation dans le sol.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Très peu favorable à la recharge des nappes
Conductivité hydraulique réduite en surface (sol principalement avec une texture fine)



Très favorable à la recharge des nappes
Conductivité hydraulique importante en surface (sol constitué principalement de matériau grossier)

Encadré 38 : « Conductivité hydraulique en profondeur »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de matériau constitutif du sol (horizons histiques ou texture) entre 30 et 120 cm sur chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur du type de matériau (texture du sol ou horizons histiques) entre 30 cm et 120 cm sur chaque sondage pédologique.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si au moins un sondage pédologique n'a pas atteint la profondeur de 120 cm (profondeur total du sondage pédologique < 120 cm), ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Conductivité hydraulique en profondeur**.

Si l'ensemble des sondages pédologiques ont atteint la profondeur de 120 cm (profondeur des sondages pédologiques de 120 cm), ALORS

$$\text{Conductivité hydraulique en profondeur} = \sum_{i=1}^N \text{Conductivité hydraulique en profondeur}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Conductivité hydraulique en profondeur** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

*Conductivité hydraulique en profondeur*_{sous-ensemble homogène}

$$= \left(\frac{\sum_{i=1}^P \text{Conductivité hydraulique en profondeur}_{\text{sondage pédologique } i}}{P} \right) \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right)$$

Où

i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

A l'échelle du sondage pédologique :

$$\begin{aligned} & \text{Conductivité hydraulique en profondeur}_{\text{sondage pédologique}} \\ & \frac{h_{\text{Horizon sableux}} \times 1 + h_{\text{Horizon sablo-limoneux}} \times 1 + h_{\text{Horizon histiques}} \times 0,7 + \\ & h_{\text{Horizon limono-argileux}} \times 0,4 + h_{\text{Horizon limoneux}} \times 0,4 + h_{\text{Horizon limono-sableux}} \times 0,4 + \\ & h_{\text{Horizon argileux}} \times 0,1 + h_{\text{Horizon argilo-limoneux}} \times 0,1}{0,9} \end{aligned}$$

Où

$h_{\text{Horizon sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon sablo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon histiques}}$; l'épaisseur totale des horizons histique en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon limono-sableux}}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon argilo-limoneux}}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{\text{Horizon argileux}}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

Les valeurs de 1, 0,7, 0,4 et 0,1 indiquent conductivité hydraulique décroissante selon le type de matériau qui constitue le sol (texture ou horizons histiques) (valeurs ordonnées vu les règles d'étalonnage choisies et d'après les valeurs proposées par Musy et Soutter 1991).

La valeur de 0,9 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (entre 0,3 et 1,2 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

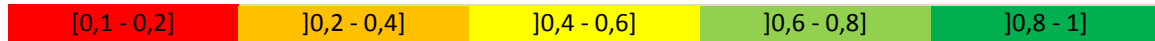
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la conductivité hydraulique entre 30 cm et 120 cm dans le sol du site ?

Sous-fonction renseignée : recharge des nappes.

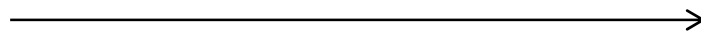
Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le matériau entre 30 cm et 120 cm dans le sol est plus grossier, la conductivité hydraulique est plus importante et les conditions sont plus favorables à la recharge des nappes.

Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il ne tient pas compte d'éventuelles interactions avec d'autres paramètres qui peuvent affecter la conductivité hydraulique (par ex. charge en cailloux dans le sol) et le fait qu'il ne tient pas compte du degré de décomposition du matériau organique dans les horizons histiques ; alors que cela affecte la conductivité hydraulique à saturation dans le sol.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Très peu favorable à la recharge des nappes
Conductivité hydraulique réduite en profondeur (sol avec principalement une texture fine)



Très favorable à la recharge des nappes
Conductivité hydraulique importante en profondeur (sol constitué principalement de matériau grossier)

11. « Hydromorphie »

Définition des traits d'hydromorphie

L'occupation de toute la porosité de l'horizon d'un sol par l'eau est appelée engorgement ou saturation. La macroporosité est alors occupée par une eau « libre » qui chasse l'air. L'engorgement peut être temporaire (par ex. durant les précipitations hivernales et printanières) ou permanent. **L'hydromorphie est la manifestation morphologique de l'engorgement. Elle apparaît sous la forme de traits d'hydromorphie (par ex. ségrégations, colorations ou décolorations, accumulation de matière organique) qui sont souvent observables puisqu'ils peuvent persister à la fois durant des périodes humides et sèches (MEDDE et GISS 2013).** Des précautions sont néanmoins à prendre dans les associations entre engorgement et hydromorphie (Encadré ci-après). **Les traits d'hydromorphie courants sont les horizons rédoxiques, réductiques et histiques.**

Encadré 39 : Engorgement sans hydromorphie et hydromorphie sans engorgement (issu du MEDDE et GISS 2013).

Les traits d'hydromorphie issus d'une ségrégation, d'une accumulation ou d'une perte en fer et manganèse sont fréquents. Toutefois, ils ne se forment que dans certains matériaux favorables (présence de fer mobile en abondance) et lorsque des processus d'oxydoréduction se développent. Il peut donc y avoir engorgement sans trait d'hydromorphie comme par exemple dans les matériaux contenant très peu de fer (sols sableux ou limoneux, blanchis), ceux contenant du fer sous forme peu mobile (sols très calcaires, sols très argileux) ou ceux ennoyés dans une nappe circulante bien oxygénée (sols alluviaux). [...]

Inversement, les traits d'hydromorphie peuvent persister alors que l'engorgement par l'eau n'existe plus. C'est le cas des sols engorgés temporairement. Ils sont engorgés en hiver et au printemps et secs en été mais gardent leurs signes d'hydromorphie tout au long de l'année. C'est le cas aussi des sols drainés ou ayant subi un changement de pédoclimat. Leurs traits d'hydromorphie témoignent de régimes hydriques passés. Pour leur interprétation, les traits d'hydromorphie doivent ainsi être replacés dans le contexte général du sol et de son environnement afin de vérifier si les traits sont fonctionnels (engorgement actuel) ou fossiles (engorgement passé). Pour distinguer certains cas, il est nécessaire de faire appel à un pédologue.

L'existence des horizons rédoxiques (g ou —g) résulte d'engorgements temporaires : alternance de phase de saturation (mobilisation du fer - réduction) et de non-saturation (immobilisation du fer - oxydation). Des trainées grises moins foncées que le fond matriciel de l'horizon, appauvries en fer et des tâches couleur rouille enrichies en fer caractérisent souvent ces horizons. La taille des tâches d'oxydation et/ou de réduction (de quelques mm à plus d'une dizaine de mm), leur couleur et leur abondance sont très variables. L'intensité de l'hydromorphie dans l'horizon rédoxique dépend de l'importance de ces tâches dans l'horizon et de la localisation de l'horizon (en surface ou en profondeur). La couleur plus claire des faces des unités structurales de l'horizon par rapport à l'intérieur de ces unités est due à la redistribution centripète du fer migrant en périodes de saturation vers l'intérieur des agrégats où il se fixe pendant le dessèchement. Cette forme de ségrégation du fer est permanente et donc visible quel que soit l'état hydrique de l'horizon

(Baize et Girard 2009). Selon le MEDDE et GISS (2013), un horizon est qualifié de rédoxique quand les traits rédoxiques couvrent plus de 5% de l'horizon sur une coupe verticale.

La réduction du fer dans le sol est la conséquence d'engorgements quasi continus qui confèrent aux horizons réductiques (G) une morphologie caractéristique (Baize et Girard 2009). L'aspect de ces horizons est relativement typique, puisque 95% à 100% de son volume présente une couleur uniforme verdâtre ou bleuâtre (MEDDE et GISS 2013). Le fer est réparti de manière assez homogène dans les horizons réductiques. Il est possible de constater une déferrification complète et un blanchiment de l'horizon (horizon G albique) si la porosité et les conditions hydrologiques permettent un renouvellement de l'eau excédentaire dans l'horizon, qui est appauvri en fer. Les horizons G ont un aspect qui n'est pas permanent au cours de l'année, puisqu'il dépend de la persistance ou du caractère saisonnier de l'engorgement en eau. Il est donc possible de distinguer des horizons G entièrement réduits (Gr, complètement bleuâtres à verdâtres sur plus de 95% de la surface ou complètement blancs à noirs ou grisâtres avec une chroma ≤ 2) et des horizons G temporairement réoxydés (Go) où l'engorgement est régulièrement interrompu (tâches couleur rouille souvent pâles observables durant les périodes de non-saturation dans les vides, les racines, sur les faces des agrégats). En période de non-saturation, le fer est redistribué de manière centrifuge, de l'intérieur vers la périphérie des agrégats (ségrégation de couleurs brève qui disparaît après engorgement) (Baize et Girard 2009).

Les horizons histiques (H) sont des horizons holorganiques formés de débris végétaux en milieux saturés par l'eau pendant de longues périodes (plus de la moitié de l'année). Au-delà de 20% de matière minérale, l'horizon histique a pu recevoir des apports de matières minérales d'origine allochtone. Les horizons H sont parfois sur des matériaux minéraux (par ex. horizons G) et le substrat sur lequel ils reposent est souvent très profond. Ils flottent parfois sur l'eau. Différents types d'horizons H peuvent se superposer. Ils se différencient par leur taux de fibres frottées³² et le degré de décomposition du matériel végétal³³. **L'anoxie dans les réductisols et les histosols est une caractéristique qui leur est commune mais l'absence de constituant minéraux dans les histosols ne permet pas de redistribution du fer dans le solum (sauf dans les matériaux terriques ou limniques).** Il est important de noter que dans les sols où l'engorgement en eau est subi de manière prolongé jusqu'en surface, la matière organique évolue vers un anmoor, un hydromoder ou un hydromor, auquel cas la base des horizons O peut constituer un horizon histique. Les horizons histiques peuvent donc être situés sur des horizons réductiques (Baize et Girard 2009).

Propriétés des sols selon l'hydromorphie

L'engorgement du sol influence le cycle de l'azote, du phosphore et du carbone. **En effet, les phases aérobies et/ou anaérobies modifient le potentiel redox du sol et impactent la quantité d'ions en solution (voir Reddy et D'Angelo 1994 dans Mitsch et Gosselink 2007)³⁴.**

³² Les débris organiques à structures végétales reconnaissables, retenus sur un tamis de 200 μm après tamisage sous un courant d'eau.

³³ Le degré de décomposition du matériel s'apprécie sur le terrain par la couleur du liquide qui s'écoule quand on presse un échantillon (échelle de Von Post). Au laboratoire, on emploie l'« indice pyrophosphate ».

³⁴ Le potentiel redox est une grandeur thermodynamique qui évalue la capacité oxydante ou réductrice d'un système redox. Le potentiel d'oxydoréduction est élevé quand un système est oxydant, son aptitude à se réduire en captant des électrons croît ; alors qu'il est réducteur et tend à céder des électrons quand son potentiel redox est bas (Heller 2015).

L'hydromorphie a un effet majeur sur la dénitrification, en plus de l'apport azoté, de la concentration en composés carbonés facilement métabolisables par les microorganismes, de la température ou encore de la texture du sol (Weitz *et al.* 2001, Florinsky *et al.* 2004, Hill et Cardaci 2004, Curie 2006). En effet, la dénitrification est affectée par la quantité d'oxygène présente dans le sol et les sédiments (Kayranli *et al.* 2010). Ainsi, plus un sol est hydromorphe, plus la dénitrification est efficace (Clément *et al.* 2008). Les zones les plus propices à la dénitrification sont celles où des conditions d'anaérobiose apparaissent à la fois pendant une durée significative et à faible profondeur. A noter toutefois que les zones inondées en permanence présentent en général des taux de dénitrification plus faibles que des zones caractérisées par des inondations intermittentes car la réoxygénation temporaire des sols favorise la nitrification et donc l'apport en nitrates (Groffman et Tiedje 1988, Hefting *et al.* 2004). Clément *et al.* (2008) évoquent qu'en l'absence de données pédologiques, l'hydromorphie des sols peut être en partie évaluée au travers de la densité de classes de végétation de type hydromorphe avéré (par ex. aulnaies, saulaies, peupleraies, cariçaias, mégaphorbiaies). Quand des conditions anoxiques sont rencontrées, la transformation des nitrates en N₂ est un processus mis en avant dans les zones humides. Cependant quand la dénitrification n'est pas complète, le rejet de N₂O, gaz à effet de serre, est possible (Baize et Girard 2009).

Dans le sol, les processus de décomposition de la matière organique varient selon le degré d'engorgement du sol. **Ainsi, un sol très hydromorphe inhibe la dégradation de la matière organique et favorise la constitution d'importants stocks de carbone (Collins *et al.* 2001, Mitra *et al.* 2005, Mitsch *et al.* 2013).** En revanche, les fluctuations du niveau d'eau peuvent avoir des conséquences directes sur les processus méthanogéniques (anaérobies) et méthanotrophiques (aérobies) (Kelley *et al.* 1995 dans Kayranli *et al.* 2010) :

- **La méthanotrophie.** Elle résulte de la respiration et donc de l'oxydation du méthane dans les horizons aérobie, quand le sol et les sédiments sont bien drainés et donc lorsque l'oxygène est disponible. Cela se déroule en dehors des périodes d'inondation et lorsque le niveau de la nappe s'abaisse (voir Kayranli *et al.* 2010). L'oxygène est utilisé pour oxyder le méthane et le transformer en dioxyde de carbone.
- **La méthanogénèse.** Elle a lieu dans les horizons anaérobies, quand le sol et les sédiments sont soumis à des conditions d'anoxie durant les périodes d'inondation et lorsque le niveau de la nappe phréatique est élevé (voir Kayranli *et al.* 2010). Les conditions anaérobies associées à l'hydromorphie tendent à favoriser les flux de méthane contrebalançant dans certains cas le stockage du carbone (Mitra *et al.* 2005).

L'hydromorphie a une influence importante sur les fonctions biogéochimiques qui se déroulent dans le sol du site. La présence de traits d'hydromorphie dans le sol est un paramètre pris en compte pour proposer un indicateur dans le cadre de cette méthode. Notez que cet indicateur tient compte du fait qu'un engorgement ne s'accompagne pas nécessairement de traits d'hydromorphie (Encadré ci-après). Il est considéré qu'en général, plus l'hydromorphie est importante dans le site, plus les conditions sont vraisemblablement favorables à la dénitrification des nitrates et à la séquestration du carbone.

Encadré 40 : « Hydromorphie »

Paramètre à la base de l'indicateur : les traits d'hydromorphie dans le sol selon la grille du GEPPA (voir MEDDE et GISS 2013).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : intensité de l'hydromorphie dans le sol du site.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section V.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si aucun trait d'hydromorphie n'est détecté dans tous les sondages pédologiques d'au moins un sous-ensemble homogène³⁵, ALORS aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Hydromorphie**.

Si au moins un trait d'hydromorphie est détecté dans au moins un sondage pédologique de chaque sous-ensemble homogène, ALORS

$$\text{Hydromorphie} = \sum_{i=1}^N \text{Hydromorphie}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

Où

i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

L'indicateur **Hydromorphie** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

A l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$\text{Hydromorphie}_{\text{sous-ensemble homogène}} = \sum_{i=1}^P \text{Hydromorphie}_{\text{sondage pédologique } i} \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right)$$

Où

i ; la valeur maximale relevée dans les sondages pédologiques d'un sous-ensemble homogène compris entre 1 et P.

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

³⁵ Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques... considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

A l'échelle du sondage pédologique :

$$Hydromorphie_{\text{sondage pédologique}} = h_{\text{Histique}} \times 1 + h_{\text{Réductique}} \times 0,55 + h_{\text{Rédoxique}} \times 0,1$$

Où

h_{Histique} ; égale à 1 si présence de traits d'hydromorphie histiques d'au moins 10 cm d'épaisseur. Soit principalement la classe d'hydromorphie H du GEPPA (GEPPA 1981). Alors que cette classe H du GEPPA semble requérir au moins 40 cm d'horizons histiques pour identifier un trait d'hydromorphie histique, dans cette méthode 10 cm suffisent. L'engorgement est considéré comme maximum (histosols).

$h_{\text{Réductique}}$; égale à 0,55 si présence de traits réductiques (G) qui débutent à une profondeur $\leq 0,5$ m (réductisols). Soit principalement la classe d'hydromorphie VIc et VI d du GEPPA (GEPPA 1981), sans traits d'hydromorphie histiques.

$h_{\text{Rédoxique}}$; égale à 0,1 si présence de traits rédoxiques (g ou -g) qui débutent à moins de 0,25 m de profondeur et se prolongent ou s'intensifient en profondeur ; ou présence de traits rédoxiques à moins de 0,5 m de profondeur, se prolongent ou s'intensifient en profondeur et des traits réductiques apparaissent entre 0,8 et 1,2 m. Soit principalement la classe d'hydromorphie Va, Vb, Vc, Vd et IVd du GEPPA (GEPPA 1981).

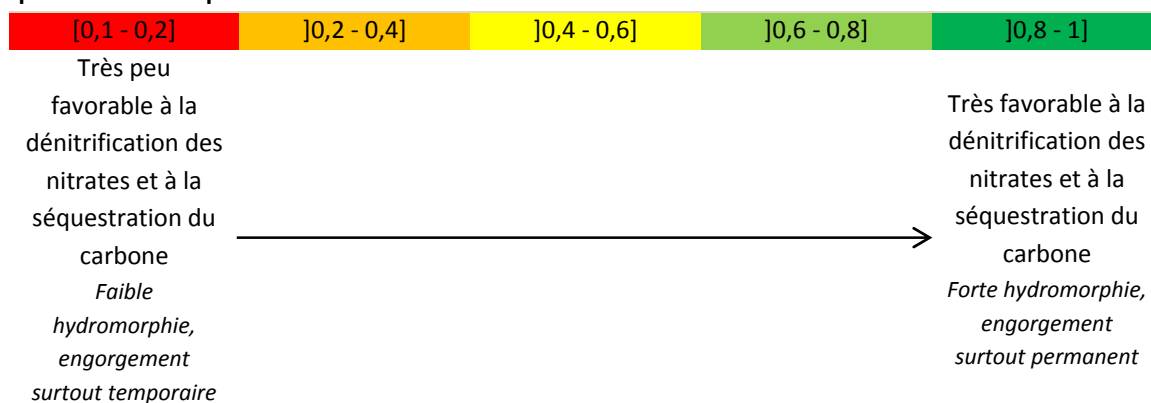
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité de l'hydromorphie dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : dénitrification des nitrates, séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'intensité de l'hydromorphie croît et la dénitrification des nitrates et la séquestration du carbone sont vraisemblablement plus efficaces dans le site.

Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne distingue pas l'ensemble des processus associés à l'hydromorphie (par ex. méthanogénèse, renouvellement des apports de nitrates potentiellement plus importantes dans les zones où l'hydromorphie n'est pas permanente) et qui peuvent affecter la réalisation des sous-fonctions prises en compte. Cet indicateur ne distingue pas non plus des conditions d'hydromorphie plus fines (par ex. conditions surrédoxiques, différentes de conditions rédoxiques « simples »).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



12. « Richesse des grands habitats », « Equipartition des grands d'habitats », « Richesse des habitats », « Diversité des habitats »

Définition des habitats

Plusieurs définitions sont proposées dans la littérature pour définir ce qu'est un habitat. Jeanmougin *et al.* (2014) expliquent les confusions sémantiques autour du terme habitat dans leur synthèse. **Diehl (2013) passe en revue brièvement les définitions qui mettent l'accent sur l'exigence écologique des espèces.** Si ce dernier mentionne que le concept est resté relativement inchangé au cours du temps (par ex. selon Odum *et al.* (1971) un habitat est simplement le lieu où un organisme vit) il souligne également que le concept a été enrichi en identifiant les raisons à l'origine de la présence d'un organisme et en particulier le rôle des ressources disponibles. Morrison *et al.* (2006) parlent ainsi d'habitat pour une aire où les ressources et les conditions environnementales favorisent la présence des individus d'une espèce donnée et leurs permettent d'y survivre et de s'y reproduire.

D'autres définitions sont proposées qui mettent davantage l'accent sur les structures végétales pour définir un habitat. Ainsi, d'après Noss (1983), un habitat est une petite étendue spatiale sur quelques hectares ou moins, dont la structure végétale est uniforme. Hall *et al.* (1997) contestent cette définition de l'habitat. Pour eux, un habitat est plus qu'une association végétale sur une étendue spatiale ou le potentiel d'une communauté végétale à atteindre un stade climacique spécifique. Ils recommandent alors de préférer le terme d'« association végétale » ou de « type de végétation ». A noter qu'au sens de la « Directive 92/43/CEE du conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages », un habitat naturel est une zone terrestre ou aquatique « se distinguant par leurs caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles ». Dans cette même directive, l'habitat d'une espèce se définit « par des facteurs abiotiques et biotiques spécifiques où vit l'espèce à l'un des stades de son cycle biologique ». C'est cette dernière définition qui sera retenue dans le cadre de la méthode.

Propriétés des habitats

Dans leur revue, Maciejewski *et al.* (2016) pointent trois principes essentiels à la définition des habitats à savoir la chorologie, le principe d'essences écologiques et celui de dynamique dans laquelle est inscrit tout habitat. **« L'objet habitat » intègre donc une multitude d'espèces, leurs relations et également celles avec l'environnement (Maciejewski *et al.* 2016).** La combinaison fonctionnelle de plusieurs habitats dans une mosaïque paysagère est vitale pour les animaux utilisant de multiples types d'habitats, incluant aussi les écotones. La combinaison de ces habitats doit donc être prise en compte dans les stratégies de conservation (Noss 1987). L'hétérogénéité spatiale (qui résulte de la diversité des habitats sur un site) peut avoir des conséquences variables sur la diversité biologique d'un site. En général, plus l'hétérogénéité spatiale est importante, plus la richesse spécifique croît et les espèces adaptées aux écotones sont favorisées. Il se peut cependant que les populations des espèces inféodées aux conditions spécifiques à l'« intérieur » d'un habitat soient défavorisées si la superficie de cette unité d'habitat se réduit. Alors les espèces opportunistes peuvent proliférer, les communautés peuvent être déstabilisées (Noss 1983). **En complément de l'identification des habitats, une série d'indices peuvent être utilisés à partir de cartes thématiques pour quantifier l'hétérogénéité spatiale des habitats.** La composition du site peut ainsi être décrite

en recensant le nombre d'habitats, la proportion des habitats ou encore leur diversité (Gustafson 1998).

Nomenclatures pour identifier les habitats

En France, les nomenclatures couramment utilisées pour identifier les habitats sont principalement CORINE Biotopes (Bissardon *et al.* 2003) ou EUNIS (Davies *et al.* 2004 traduite par Louvel *et al.* (2013a). Par ailleurs, le prodrome, qui est une nomenclature des communautés végétales est parfois utilisé (Bardat *et al.* 2004). Chaque nomenclature revêt certains avantages pour être utilisée sur les zones humides. Concernant CORINE Biotopes et le Prodrome des Végétations de France, ces nomenclatures ont une portée réglementaire pour identifier les zones humides contrairement à EUNIS. En revanche, EUNIS se présente sous une forme plus abordable que les deux autres nomenclatures pour qu'un non botaniste ou non phytosociologue puisse identifier les habitats EUNIS niveau 1 à 3 via des clefs de détermination. A noter, qu'une correspondance réciproque³⁶ existe entre CORINE Biotopes et EUNIS (voir Louvel *et al.* 2013b).

Dans le cadre de cette méthode, le terme d'habitat est employé au sens de la définition de la « Directive 92/43/CEE du conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages ». La composition des habitats dans le site est révélatrice de la composition des communautés végétales et animales et de leurs interactions. Elle sera décrite dans le site en évaluant la richesse (nombre d'habitats) et l'équipartition des habitats EUNIS niveau 1 et 3. La nomenclature EUNIS est préférée vu son aspect pratique pour des non spécialistes mais des informations existantes dans le site (identification des habitats avec CORINE Biotopes ou le Prodrome des Végétations de France) peuvent être exploitées étant donné qu'une correspondance réciproque³⁷ existe entre ces nomenclatures. La description des habitats est faite au niveau EUNIS niveau 1 et 3 pour une description à une échelle grossière des grands types d'habitats (niveau 1) et une description plus fine (niveau 3). Les tests sur le prototype de méthode de 2015 ont révélé une forte corrélation entre les indicateurs développés sur la richesse et l'équipartition des habitats EUNIS niveau 1 et 2 (clef de détermination des habitats EUNIS niveau 3 non disponible en 2015 durant les tests), mais il est tout de même décidé de conserver deux niveaux d'information (niveaux 1 et 3) pour révéler des évolutions importantes sur quelques sites. Il est considéré que plus la richesse et l'équipartition des habitats est importante dans le site, plus l'hétérogénéité des habitats est importante et plus les conditions sont favorables à l'accomplissement du cycle biologique de nombreuses espèces en général (Encadrés ci-après).

³⁶ <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

³⁷ <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

Encadré 41 : « Richesse des grands habitats »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 dans le site (Annexe XI).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Sur les sites avec des dossiers police de l'eau où l'identification des habitats a été réalisée (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette identification en exploitant la correspondance réciproque³⁸ avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). Des vérifications et des identifications sur le terrain sont impératives dans un second temps pour faire d'éventuelles corrections. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : nombre d'habitats EUNIS niveau 1 dans le site.

Étalonnage : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 par site a été recensé dans les 163 sites tests. Le tableau ci-dessous présente le nombre de sites tests par nombre d'habitats EUNIS niveau 1 recensés. Le minimum est de 1, la valeur médiane est de 2 et la valeur maximale est de 5 (n = 1 sur 163 sites tests). Dans les sites dont la superficie est ≤ 5 ha, un maximum de 4 habitats EUNIS niveau 1 a été recensé (n = 2 sur les 106 sites tests).

Tableau 9 : Nombre d'habitats EUNIS niveau 1 recensés dans les 163 sites tests de 2015.

Nombre d'habitats EUNIS niveau 1	1	2	3	4	5
Nombre de sites	69	56	33	4	1

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur augmentera avec le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 recensés dans le site. L'indicateur a été étalonné tel qu'il soit à une valeur de 1 lorsque le nombre d'habitats recensés dans le site est égal à la valeur maximale observée lors de la phase de test de 2015, soit 5 habitats EUNIS niveau 1.

Si le nombre total d'habitats EUNIS niveau 1 est ≥ 5, **ALORS Richesse des grands habitats = 1.**

Si le nombre total d'habitats EUNIS niveau 1 est < 5, **ALORS**

$$\text{Richesse des grands habitats} = \frac{\text{nombre total d'habitats EUNIS niveau 1 recensés dans le site}}{5}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quel est le nombre d'habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 détectés dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

³⁸ <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 croît dans le site et l'hétérogénéité des habitats augmente, ce qui est en général favorable à l'accomplissement du cycle biologique d'un plus grand nombre d'espèces.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 42 : « Richesse des habitats »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 3 dans le site (Annexe XI).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Sur les sites avec des dossiers police de l'eau où l'identification des habitats a été réalisée (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette identification en exploitant la correspondance réciproque³⁹ avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur vérifie et précise ensuite l'identification des habitats EUNIS niveau 3 sur le terrain dans un second temps. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : nombre d'habitats EUNIS niveau 3 dans le site.

Étalonnage : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Le nombre d'habitats EUNIS niveau 3 n'a pas été déterminé lors de la phase de test des prototypes 2014 et 2015 (traduction de la clef de détermination des habitats EUNIS niveau 3 non disponible durant les tests), sauf sur environ une trentaine de sites où des observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3. Quand ces observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3, il y a eu très rarement des subdivisions d'un habitat EUNIS niveau 2 en plusieurs habitats EUNIS niveau 3. Ainsi, il est supposé qu'il est possible de se baser sur la gamme de variation du nombre d'habitats EUNIS niveau 2 pour étalonner l'indicateur sur les habitats EUNIS niveau 3.

Lors de la phase de test du prototype 2015, le nombre d'habitats EUNIS niveau 2 par site a été recensé dans les 163 sites tests. Le tableau ci-dessous présente le nombre de sites tests par nombre d'habitats EUNIS niveau 2 recensés. Le minimum est de 1, la valeur médiane est de 2 et la valeur maximale est de 6. A titre d'information, dans les sites de superficie ≤ 5 ha, un maximum de 4 habitats EUNIS niveau 2 a été recensé (n = 4 sur les 106 sites tests).

Tableau 10 : Nombre d'habitats EUNIS niveau 2 recensés dans les 163 sites tests de 2015.

Nombre d'habitats EUNIS niveau 2	1	2	3	4	5	6
Nombre de sites	66	50	34	9	3	1

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur augmentera avec le nombre d'habitats EUNIS niveau 3 recensés dans le site. L'indicateur a été étalonné tel qu'il soit à une valeur de 1 lorsque le nombre d'habitats recensés dans le site est égal à la valeur maximale observée lors de la phase de test de 2015, soit 6 habitats EUNIS niveau 3.

Si le nombre total d'habitats EUNIS niveau 3 est ≥ 6 , **ALORS Richesse des habitats = 1.**

Si le nombre total d'habitats EUNIS niveau 3 est < 6 , **ALORS**

$$\text{Richesse des habitats} = \frac{\text{nombre total d'habitats EUNIS niveau 3 recensés sur le site}}{6}$$

³⁹ <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

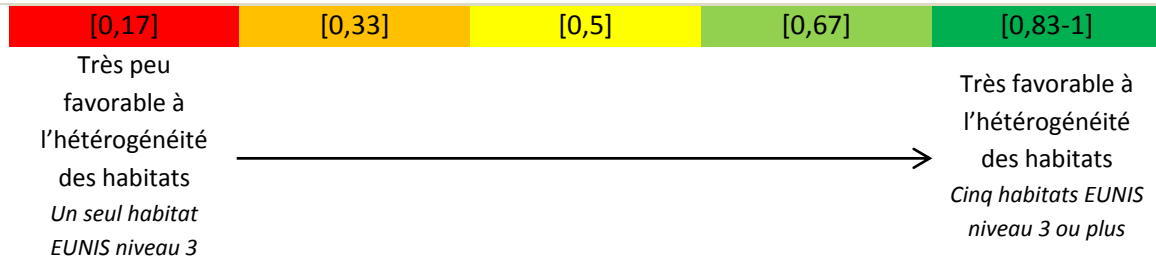
Question à laquelle répond l'indicateur : quel est le nombre d'habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 3 détectés dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le nombre d'habitats (EUNIS niveau 3) croît dans le site et l'hétérogénéité des habitats augmente, ce qui est en général favorable à l'accomplissement du cycle biologique d'un plus grand nombre d'espèces. Cependant une grande diversité d'habitat peut traduire une mosaïque sans une grande superficie d'un habitat homogène, ce qui peut être défavorable à certaines espèces spécialistes.

Comme limite, on peut souligner le fait que cet indicateur est étalonné surtout pour des sites d'une superficie modeste (≤ 5 ha), le plus couramment avec une superficie minimale cartographiable de 2500 m² pour détecter la présence d'un habitat. L'indicateur ne sera donc pas sensible aux fluctuations du nombre d'habitats quand il y en a plus de 6, ce qui pourrait être particulièrement vraisemblable sur des sites de grande superficie. Par ailleurs, les habitats qui ont souvent une petite superficie risquent de ne pas être pris en compte dans cet indicateur quand les observateurs choisissent une surface minimale cartographiable élevée ; alors qu'ils peuvent avoir un rôle important pour certains groupes taxonomiques.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 43 : « Equipartition des grands habitats »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 dans le site (Annexe XI).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Sur les sites avec des dossiers police de l'eau où l'identification des habitats a été réalisée (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette identification en exploitant la correspondance réciproque⁴⁰ avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). Des vérifications et des identifications sur le terrain sont impératives dans un second temps pour faire d'éventuelles corrections. Finalement, il fait une estimation en pourcentage de la part de chaque habitat dans le site. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 1 dans le site.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues a priori et continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, la proportion des habitats EUNIS niveau 1 a été déterminée pour chacun des 163 sites tests. L'équitabilité représente la distribution des habitats dans le site. Elle peut être définie comme le rapport entre la diversité mesurée grâce à l'indice de Shannon-Weaver (c'est-à-dire $-\sum p_i \log_{10} p_i$, où p_i est la part relative du site occupée par l'habitat i , Shannon et Weaver, 1949) et la diversité théorique maximale (c'est-à-dire $\log_{10} N$ où N est le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 dans le site) (Pielou, 1966). La figure ci-dessous représente la distribution de l'indice d'équitabilité dans les sites tests de 2015. Le premier quartile est de 0, la médiane est de 0,346 et le troisième quartile de 0,811.

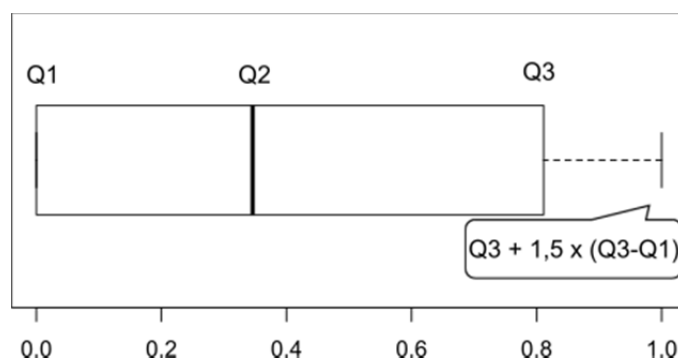


Figure 46 : Indice d'équitabilité des habitats EUNIS niveau 1 dans les 163 sites tests de 2015.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\text{Equipartition des grands habitats} = -\sum p_i \log_{10} p_i / \log_{10} N$$

Où

N ; est le nombre d'habitats EUNIS niveau 1 dans le site.

p_i ; est la part relative du site occupée par l'habitat EUNIS niveau 1 i .

⁴⁰ <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

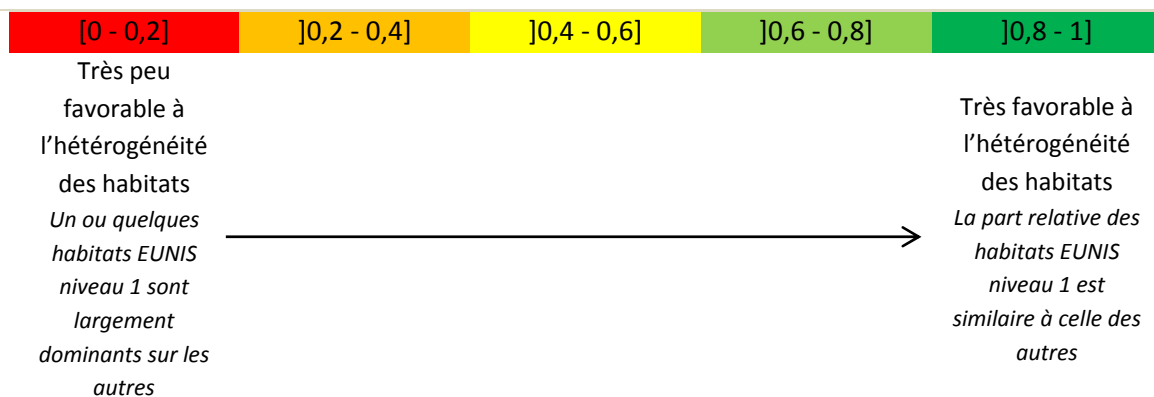
Etant donné son mode de calcul, l'indice d'équitabilité varie entre 0 et 1. L'indice d'équitabilité est de 0 quand la totalité du site est occupée par un seul habitat EUNIS niveau 1. Il est de 1 lorsqu'il y a équitabilité des habitats EUNIS niveau 1 dans le site. La valeur de l'indicateur d'équitabilité des grands habitats suivra donc la même variation que l'indice d'équitabilité.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'équitabilité des habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 détectés dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part relative de chaque habitat EUNIS niveau 1 est de plus en plus similaire à celle des autres habitats dans le site, il y a équitabilité. A l'inverse, quand la valeur de l'indicateur diminue, un type d'habitat EUNIS niveau 1 ou quelques habitats dominent de plus en plus les autres habitats du site.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 44 : « Equipartition des habitats »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 3 dans le site (Annexe XI).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Sur les sites avec des dossiers police de l'eau où l'identification des habitats a été réalisée (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette identification en exploitant la correspondance réciproque⁴¹ avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur vérifie et précise ensuite l'identification des habitats EUNIS niveau 3 sur le terrain dans un second temps. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. Finalement, il fait une estimation en pourcentage de la part de chaque habitat dans le site. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 3 dans le site.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues a priori et continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

La part relative des habitats EUNIS niveau 3 dans les sites n'a pas été déterminée lors de la phase de test des prototypes 2014 et 2015 (traduction de la clef de détermination des habitats EUNIS niveau 3 non disponible durant les tests). Sur environ une trentaine de sites, des observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3. Quand ces observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3, il y a eu très rarement des subdivisions d'un habitat EUNIS niveau 2 en plusieurs habitats EUNIS niveau 3. Ainsi, il est supposé qu'il est possible de se baser sur la gamme de variation de l'équitabilité des habitats EUNIS niveau 2 pour étalonner l'indicateur sur les habitats EUNIS niveau 3.

Lors de la phase de test du prototype 2015, la proportion des habitats EUNIS niveau 2 a été déterminée sur les 163 sites tests. L'équitabilité représente la distribution des habitats dans le site. Elle peut être définie comme le rapport entre la diversité mesurée grâce à l'indice de Shannon-Weaver (c'est-à-dire $-\sum p_i \log_{10} p_i$, où p_i est la part relative du site occupée par l'habitat i , Shannon et Weaver 1949) et la diversité théorique maximale (c'est-à-dire $\log_{10} N$ où N est le nombre d'habitats EUNIS niveau 2 dans le site) (Pielou 1966). La figure ci-après représente la distribution de l'indice d'équitabilité dans les sites tests. Le premier quartile est de 0, la médiane est de 0,426 et le troisième quartile de 0,802.

⁴¹ <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

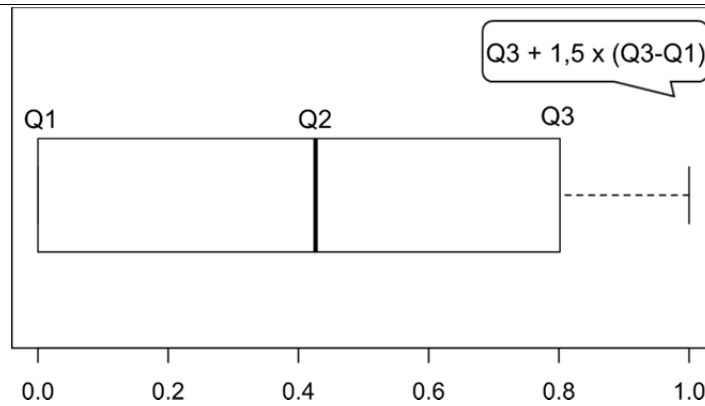


Figure 47 : Indice d'équitabilité des habitats EUNIS niveau 2 dans 163 sites tests de 2015.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\text{Equipartition des habitats} = - \sum p_i \log_{10} p_i / \log_{10} N$$

Où

N ; est le nombre d'habitats EUNIS niveau 3 dans le site.

p_i ; est la part relative du site occupée par l'habitat EUNIS niveau 3 i .

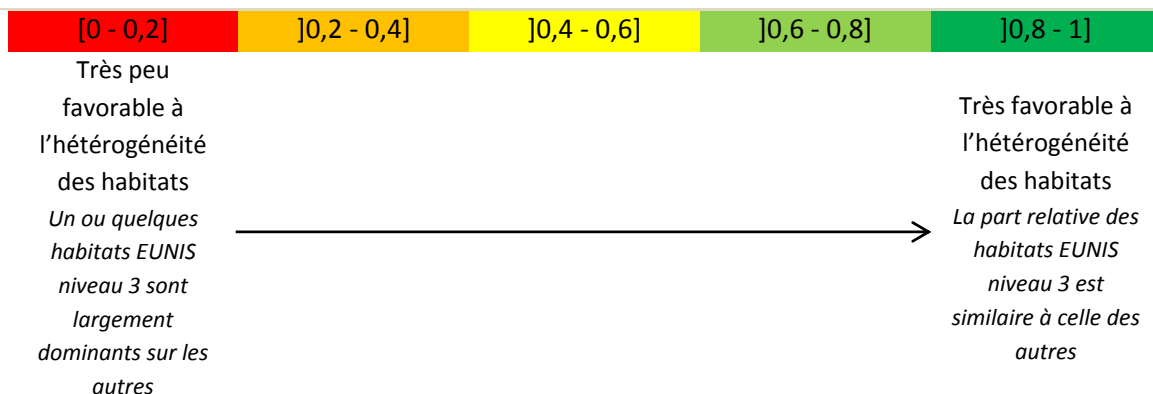
Etant donné son mode de calcul, l'indice d'équitabilité varie entre 0 et 1. L'indice d'équitabilité est de 0 quand la totalité du site est occupée par un seul habitat EUNIS niveau 3. Il est de 1 lorsqu'il y a équipartition des habitats EUNIS niveau 3 dans le site. La valeur de l'indicateur d'équipartition des habitats suivra donc la même variation que l'indice d'équitabilité.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'équipartition des habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 3 détectés dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part relative de chaque habitat EUNIS niveau 3 est de plus en plus similaire à celle des autres habitats dans le site. A l'inverse, quand la valeur de l'indicateur diminue, un type d'habitat EUNIS niveau 3 ou quelques habitats dominant de plus en plus les autres habitats du site.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



13. « Proximité des habitats », « Similarité avec le paysage »

Définition de l'isolement des habitats

L'isolement d'une unité d'habitat peut résulter de processus naturels ou non, qui fragmentent les habitats et génèrent des unités d'habitat dispersées dans le paysage (Jaeger 2000, Fahrig 2003). **L'isolement d'une unité d'habitat donnée dépend donc de la présence d'unités d'habitat similaires à celle-ci dans le paysage qui l'entoure (Fahrig 2003).** Ainsi, pour un habitat donné, plus un paysage contient des unités d'habitat similaires, moins elles sont isolées et vice versa (Tischendorf et Fahrig 2000b). On admet que la connectivité d'une unité d'habitat est l'inverse de son isolement (Fischer et Lindenmayer 2007).

Une multitude d'indicateurs existent pour mesurer l'isolement d'une unité d'habitat (voir Hargis *et al.* 1998, Bender *et al.* 2003). Il existe des mesures basées sur le calcul de la distance entre les unités d'habitat combinée à la superficie des unités d'habitat dans le paysage environnant (Fahrig 2003). **La mesure la plus commune de l'isolement d'une unité d'habitat est la distance à l'unité d'habitat la plus proche.** Dans la plupart des cas, les unités d'habitat les moins isolées sont celles dont la distance avec une unité d'habitat similaire est la plus faible. **Une autre mesure courante de l'isolement est l'inverse de la part d'habitat à une distance donnée de l'unité d'habitat en question** (Fahrig 2003). Pour mesurer la fragmentation, il convient de veiller à tenir compte du fait que les limites prises en compte par l'observateur peuvent fragmenter une unité d'habitat (Moser *et al.* 2007b).

Propriétés associées à l'isolement des habitats

L'isolement varie à la fois selon la structure du paysage et la réponse des organismes à cette structure. Il est déterminé par le taux d'immigration des individus dans l'unité d'habitat. Plus le taux d'immigration est important, moins l'unité d'habitat est isolée (Tischendorf et Fahrig 2000a). **Les matrices structurellement similaires à une unité d'habitat sont en général d'une plus grande qualité pour les organismes de cette unité d'habitat puisqu'elles permettent d'assurer une certaine connectivité fonctionnelle de l'unité d'habitat avec le paysage (Prevedello et Vieira 2010).** L'isolement peut engendrer une baisse de la richesse des communautés (par ex. Lehtinen *et al.* 1999, Wettstein et Schmid 1999), une raréfaction de la présence des individus ou une réduction de la taille des populations (par ex. Lienert et Fischer 2003, Gayet *et al.* 2011), une baisse du taux de reproduction (par ex. Robinson *et al.* 1995, Smith et Hellmann 2002) ou encore des changements dans la structure des communautés (par ex. Tabarelli *et al.* 1999) y compris au niveau génétique (augmentation du taux de consanguinité, Keller et Waller 2002). Toutefois, il convient de noter que la fragmentation de l'habitat peut aussi s'accompagner d'effets positifs sur les individus et les populations de certaines espèces (voir Fahrig 2003) et que la sensibilité des espèces à la fragmentation de l'habitat dans le paysage est idiosyncrasique (par ex. Rizkalla et Swihart 2006). Des synthèses bibliographiques telle que celle de Sordello *et al.* (2013) peuvent accompagner une interprétation plus poussée sur l'effet variable de l'isolement des unités d'habitat selon les espèces considérées.

La distance des unités d'habitat dans le site avec des unités d'habitat similaires dans le paysage a une influence vraisemblablement importante sur les communautés présentes dans le site et la connectivité (inverse de l'isolement). Dans le cadre de la méthode, cette connectivité est mesurée en évaluant (1) la distance entre chaque unité d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site et l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 la plus proche dans le paysage, (2) et la similarité entre la composition des unités d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site et la composition des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage (Encadrés ci-après). Le niveau de description EUNIS niveau 1 est préféré dans cette méthode pour faire cette évaluation. Ce niveau de description reste assez peu précis, puisque des habitats très variables (par ex. habitats humides et habitats non humides) peuvent être à l'intérieur d'un même type d'habitat EUNIS niveau 1. Cependant, vu les impératifs pour concevoir la méthode il paraît irréaliste de demander une description plus détaillée des habitats dans le paysage. Plus la distance entre les unités d'habitat du site et des unités d'habitat similaires dans le paysage se réduit, plus les conditions sont favorables à la connectivité en général. De la même manière quand la ressemblance entre la composition des habitats dans le site et dans le paysage augmente, les conditions sont plus favorables à la connectivité des habitats du site en général.

Encadré 45 : « Proximité des habitats »

Paramètre à la base de l'indicateur : les unités d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site et dans son paysage.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 1 dans le site et dans le paysage à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible et des SCAN 25®. A partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre les habitats « D Tourbières hautes et bas-marais », « E Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens » et parfois les habitats « F Landes, fourrés et toundras ». Il est donc préconisé lorsque des doutes existent de se tourner vers d'éventuelles informations à l'échelle locale (par ex. inventaires des tourbières, informations dans les zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique, les arrêtés préfectoraux de protection de biotope, les sites du réseau Natura 2000) ou encore d'aller faire des vérifications rapides sur le terrain. Les informations dans les dossiers de police de l'eau sont également des sources d'informations potentielles. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans le paysage, mais la mesure se rapporte aux unités d'habitat du site.

Indicateur : distance moyenne entre le périmètre de chaque unité d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site et le périmètre de l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche dans le paysage du site.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues a priori et continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, la distance moyenne entre le périmètre de chaque unité d'habitat EUNIS niveau 1 présente dans le site et le périmètre de l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche (valeur maximale de 1 km) a été déterminée sur les 163 sites tests (voir les règles générales sur la Figure 49). La figure ci-dessous représente la distribution de la distance moyenne des unités d'habitat EUNIS niveau 1 dans les sites tests de 2015, avec les unités d'habitat EUNIS 1 les plus proches. Le premier quartile est de 0 km, la médiane est de 0,047 km, le troisième quartile est de 0,281 km. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5 \times (Q3 - Q1)$) est de 0,650 km.

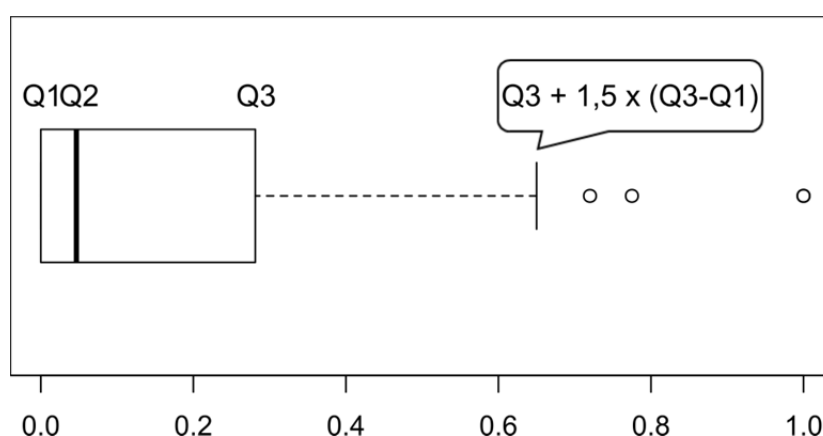


Figure 48 : Distance moyenne entre le périmètre des unités d'habitat EUNIS niveau 1 dans les 163 sites tests de 2015 et le périmètre de l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\text{Proximité des habitats} = 1 - \frac{\text{somme des distances } i \text{ en km}}{\text{nombre total d'unités d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site}}$$

Où i correspond à la distance mesurée entre le périmètre de chaque unité d'habitat EUNIS niveau 1 présente dans le site par rapport au périmètre de l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche (valeur maximale de 1 km). Bien que les retours des tests de 2015 démontrent que les valeurs $> 0,65$ n'ont été atteintes que rarement pour cet indicateur (peu de sites dont les habitats sont en moyenne très isolés), la formule d'origine pour calculer l'indicateur est conservée sans réétalonnage puisque l'indicateur varie bien entre 0 et 1.

Les recommandations ci-après doivent être scrupuleusement respectées pour mesurer la distance entre le périmètre d'une unité d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site et le périmètre de l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche dans le paysage.

Il y a deux principaux cas qui se présentent :

- l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 est entièrement dans le site. Mesurez la distance entre son périmètre et le périmètre de l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche dans un rayon de 1 km (cas de l'unité d'habitat 1, 2, 3, 4 et 5, sur la Figure ci-après).

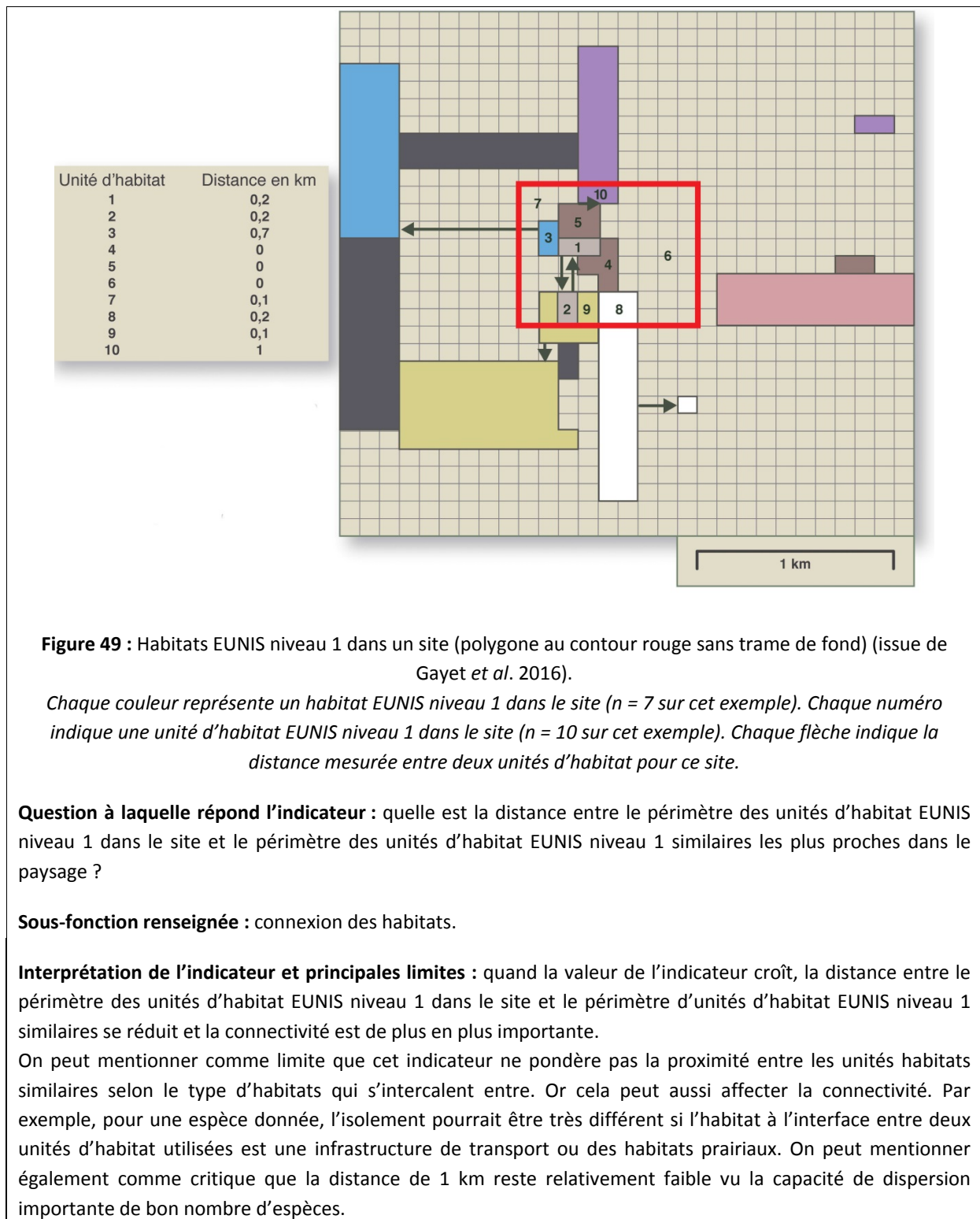
Si l'unité d'habitat EUNIS similaire niveau 1 la plus proche est à plus de 1 km, la distance à renseigner pour l'unité d'habitat est de 1 km.

- l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 est partiellement dans le site, elle se prolonge à l'extérieur du site. Mesurez la distance entre son périmètre dans son ensemble et le périmètre de l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche, dans un rayon de 1 km (cas de l'unité d'habitat 6, 7, 8, 9 et 10, sur la Figure ci-après) :

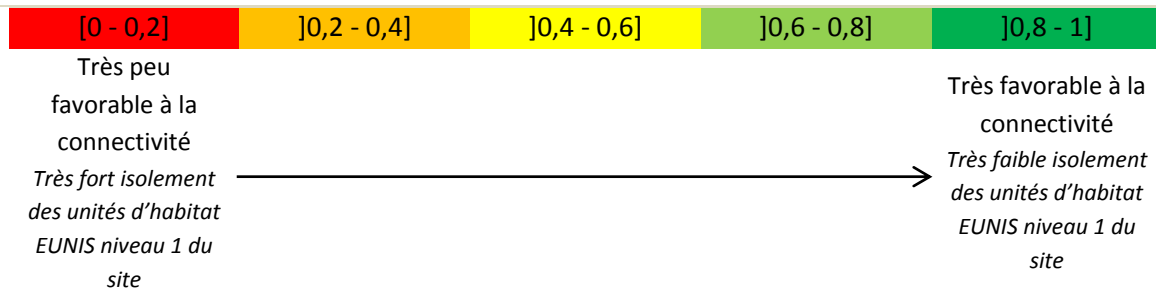
- si l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche est à plus de 1 km, la distance à renseigner pour l'unité d'habitat est de 1 km (cas de l'unité d'habitat 10, sur l'illustration ci-après) ;

- si vous n'arrivez pas à déterminer l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche (cas des très grandes unités d'habitat EUNIS niveau 1 comme les grandes prairies en zone alluviale, les grands massifs forestiers en montagne, etc.), la distance à renseigner pour l'unité d'habitat est de 0 km (cas de l'unité d'habitat 6, sur l'illustration ci-après).

Dans tous les cas, la mesure de distance pour une unité d'habitat ne peut jamais être supérieure à 1 km.



Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 46 : « Similarité avec le paysage »

Paramètre à la base de l'indicateur : les unités d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site et dans son paysage.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur estime la part des habitats EUNIS niveau 1 dans le site et dans le paysage à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible et des SCAN 25®. A partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre les habitats « D Tourbières hautes et bas-marais », « E Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens » et parfois les habitats « F Landes, fourrés et toundras ». Il est donc préconisé lorsque des doutes existent de se tourner vers d'éventuelles informations à l'échelle locale (par ex. inventaires des tourbières, informations dans les zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique, les arrêtés préfectoraux de protection de biotope, les sites du réseau Natura 2000) ou encore d'aller faire des vérifications rapides sur le terrain. Les informations dans les dossiers de police de l'eau sont également des sources d'informations potentielles. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans le paysage, mais la mesure se rapporte aux unités d'habitat dans le site.

Indicateur : similarité entre la part relative des habitats EUNIS niveau 1 dans le site et la part relative des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues a priori et continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, les proportions des habitats EUNIS niveau 1 dans le site et dans le paysage ont été déterminées sur les 163 sites tests. La figure ci-après représente la distribution du coefficient de Steinhaus (c'est-à-dire $2 \times$ somme des minimums de part relative de chaque habitat EUNIS niveau 1 dans le site ou dans le paysage / (part relative de tous les habitats dans le site + part relative de tous les habitats dans le paysage)). Notez que dans ce calcul la part des habitats dans le paysage est estimée sans prendre en compte les habitats dans le site. Le premier quartile est de 0,08, la médiane est de 0,25, le troisième quartile est de 0,44. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5$ étendue interquartile) est de 0,87.

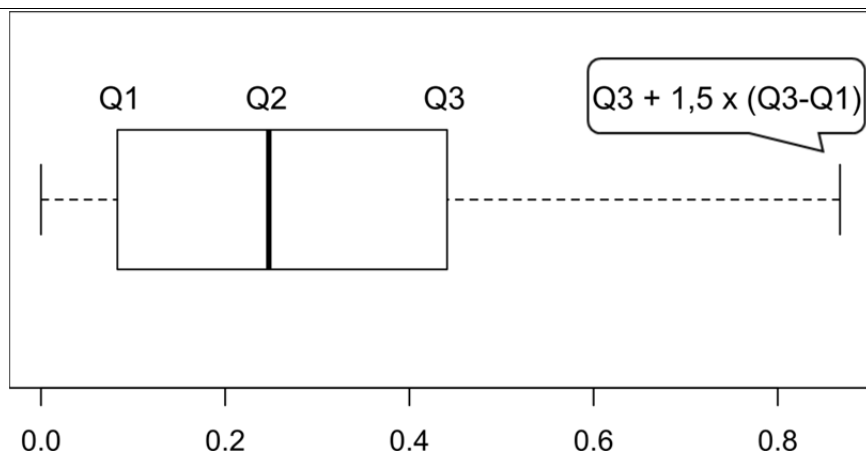


Figure 50 : Coefficient de Steinhaus - Similarité entre la part des habitats EUNIS niveau 1 dans le site et dans son paysage sur les 163 sites tests de 2015.

Notez que dans ce calcul la part des habitats dans le paysage est estimée sans en prendre en compte les habitats dans le site.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\text{Similarité avec le paysage} = \frac{2W}{(A + B)}$$

Il s'agit d'utiliser le coefficient de Steinhaus S_{17} (attribué par Motyka *et al.* 1950). De par son mode de calcul l'indicateur est déjà étalonné entre 0 (aucune similarité) et 1 (similarité parfaite). Le coefficient est calculé à partir de la proportion des habitats EUNIS niveau 1 dans le site ou dans le paysage (en %). La proportion des habitats du site est retranchée de celle du paysage (pour déterminer la composition du paysage sans les habitats présents dans le site). W est la somme des minimums de proportion de chaque habitat EUNIS niveau 1 dans le site ou dans le paysage. A et B sont la somme de la proportion de tous les habitats dans le site et dans le paysage respectivement. La somme de A et B est donc égale à 200.

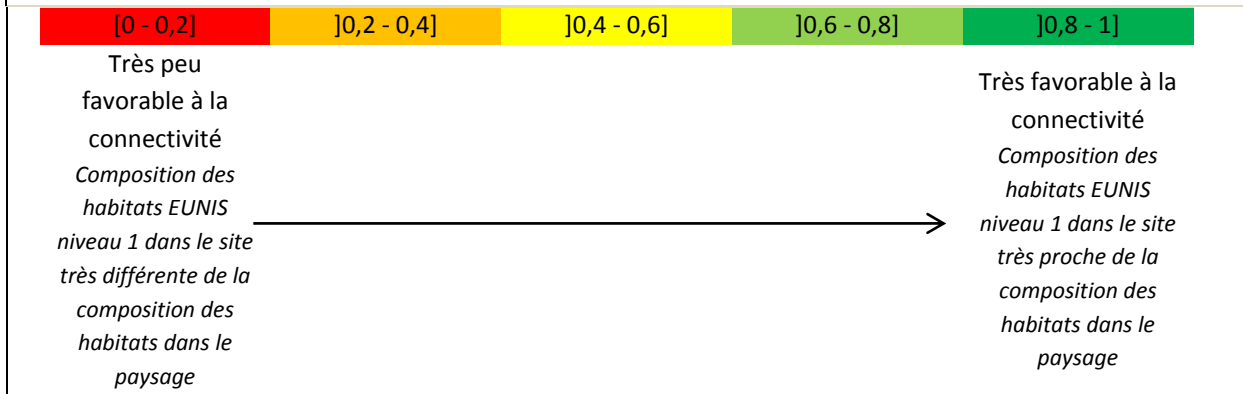
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la ressemblance entre la composition des habitats EUNIS niveau 1 dans le site et dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la ressemblance entre la composition des habitats EUNIS niveau 1 dans le site et la composition des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage croît et la connectivité est de plus en plus importante.

On peut mentionner comme limite que cet indicateur ne pondère pas la proximité entre les unités habitats similaires selon le type d'habitats qui s'intercalent entre. Or cela peut aussi affecter la connectivité.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



14. « Rareté des lisières »

Définition de la lisière

La lisière d'une unité d'habitat est constituée par sa bande extérieure qui est au contact d'un environnement différent de celui de l'unité d'habitat en question (Forman et Godron 1981). L'effet de la lisière a pour conséquence une composition et une abondance en espèces dans la bande extérieure de l'unité d'habitat qui diffèrent de celles observées à l'intérieur de l'unité d'habitat.

Propriétés des lisières

Les lisières sont des aires avec des gradients écologiques abruptes, qui modifient, ralentissent, restreignent voire stoppent les flux écologiques et redirigent les flux d'organismes, de matières ou d'énergie entre les unités d'habitat (Puth et Wilson 2001). **Comme les lisières sont des interfaces entre les unités d'habitat dans le paysage et le lieu d'interactions biotiques et abiotiques importantes, elles ont une influence disproportionnée sur les fonctions dans le paysage (par ex. population, communauté, processus dans les écosystèmes) comparé à la superficie qu'elles occupent.** La zone composée des bandes extérieures de deux unités d'habitat adjacentes autour de la lisière constitue l'écotone, qui peut être perçue à l'échelle de la plante, de l'unité d'habitat, du paysage jusqu'au biome (Gosz 1993). L'écotone peut être étroit et les lisières peuvent être nettes, ce qui est fréquent dans les paysages anthropisés ; ou au contraire être graduel et étendu, ce qui est plus fréquent dans les paysages peu anthropisés (Forman et Godron 1981). Ce sont aussi des habitats d'espèces spécialistes des écotones ; c'est le cas par exemple de nombreux papillons liés aux plantes-hôtes et aux lisières entre les forêts et les prairies.

Dans un paysage, les lisières et les écotones associés croissent avec la fragmentation des habitats. La probabilité que les individus quittent l'habitat pour pénétrer dans la matrice est alors plus forte. Il s'agit d'un des deux principaux effets négatifs de la fragmentation avec le fait qu'au-delà d'un seuil, une unité d'habitat devient trop petite pour accueillir une population ou permettre à un individu d'y accomplir son cycle de biologique. Dans ce cas, les espèces qui ne sont pas capables de traverser le « non-habitat » du paysage (matrice) peuvent être particulièrement affectées (risque de réduction de la population et de la probabilité de persistance) (Fahrig 2003). **Les groupes d'organismes répondent différemment à l'effet de la lisière selon leurs propres exigences écologiques et les propriétés de l'écotone (par ex. Pasitschniak-Arts et al. 1998, Reino et al. 2009, Youngquist et Boone 2014).** Ainsi Noss (1987) évoque que la combinaison fonctionnelle d'habitats dans une mosaïque paysagère est indispensable pour les espèces animales qui utilisent des habitats multiples, incluant des écotones et pour les communautés animales qui évoluent le long de gradients environnementaux. Cependant, pour d'autres espèces l'effet peut être dommageable (par ex. Tabarelli et al. 1999, Lienert et Fischer 2003). Par exemple, l'effet de la lisière peut avoir des effets positifs sur la densité des nids de certaines populations d'oiseaux bien que le succès de reproduction soit moindre sur les écotones que dans les écosystèmes attenants (notion de trappe écologique) (Flaspohler et al. 2001) (voir Lahti 2001 pour une revue). Dans les écotones, la structure des communautés végétales (couvert de la canopée en forêt, densité d'individus, biomasse primaire), la productivité primaire, la mortalité des individus peuvent être différentes de celles dans les écosystèmes qui les bordent (Chen et al. 1992). Des synthèses bibliographiques telle que celle de Sordello et al. (2013) peuvent accompagner une interprétation plus poussée de l'effet variable des lisières selon les espèces considérées.

Les lisières ont un effet majeur sur les flux écologiques dans le paysage. Elles sont des interfaces entre les habitats qui peuvent accueillir une richesse biologique importante influencée par les caractéristiques propres des habitats situés de part et d'autre de la lisière. Ce sont également des interfaces qui peuvent particulièrement perturber les flux écologiques et être défavorables aux espèces inféodées aux caractéristiques intrinsèques des habitats situés de part et d'autres de la lisière. Dans le cadre de la méthode, l'effet des lisières sera discuté en rapport avec ce second effet. La densité de lisière entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 sera donc évaluée à l'intérieur du site (Encadré ci-après). Plus la densité de lisière croît, plus la fragmentation des habitats est importante et plus les conditions sont en général défavorables à l'accomplissement du cycle biologique des espèces inféodées aux caractéristiques intrinsèques des habitats.

Encadré 47 : « Rareté des lisières »

Paramètre à la base de l'indicateur : les limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 dans le site.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Sur les sites avec des dossiers police de l'eau où l'identification des habitats a été réalisée (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette identification en exploitant la correspondance réciproque⁴² avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur vérifie et précise ensuite l'identification des habitats EUNIS niveau 3 sur le terrain dans un second temps. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Des vérifications sur le terrain sont impératives dans un second temps pour faire d'éventuelles corrections et identifier le linéaire total de lisière dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : densité de lisière entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section V.1.3.3. La gamme de variation du paramètre n'est pas connue a priori et le linéaire total des limites entre unités d'habitat EUNIS niveau 3 n'a pas été déterminé lors de la phase de test. Seul le linéaire de limites entre unités d'habitat EUNIS niveau 2 a été déterminé. Sur environ 30 sites, quand des observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3, il y a eu très rarement des subdivisions d'une unité d'habitat EUNIS niveau 2 en plusieurs unités habitat EUNIS niveau 3. Ainsi, il est supposé qu'il est possible de se baser sur la gamme de variation et la distribution de la densité de lisière entre les habitats EUNIS niveau 2 pour étalonner l'indicateur sur la densité de lisière entre les habitats EUNIS niveau 3. L'indicateur est donc étalonné en fonction des résultats obtenus durant la phase de test du prototype 2015 en considérant les mesures faites sur les lisières entre les unités d'habitat EUNIS niveau 2, mais l'indicateur proposé reposera bien sur la mesure des lisières entre unités d'habitat EUNIS niveau 3.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, la densité de lisière pour les habitats EUNIS niveau 2 dans le site a été déterminée sur les 163 sites tests. La figure ci-dessous représente la distribution des valeurs de la densité de lisières (c'est-à-dire le linéaire total des limites entre unités d'habitat EUNIS niveau 2 en km / superficie du site en ha) dans les 163 sites tests. Le premier quartile est de 0,187 km/ha, la médiane est de 0,303 km/ha et le troisième quartile de 0,467 km/ha. La valeur extrême supérieure ($Q3 + 1,5 \times$ étendue interquartile) est de 0,882 km/ha avec 2 sites ayant une densité de lisières supérieure à cette valeur.

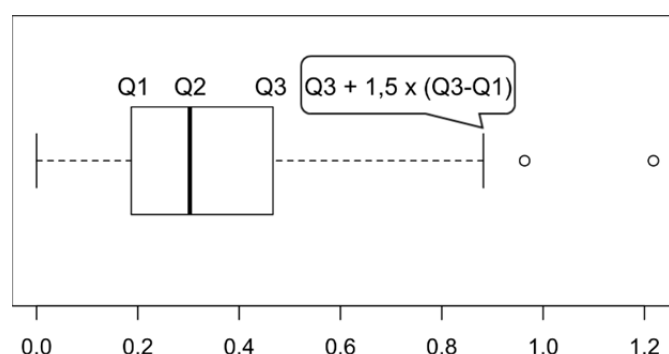


Figure 51 : Densité de lisières (en km/ha) entre les habitats EUNIS niveau 2 dans les 163 sites tests de 2015.

⁴² <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y a pas de lisières entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 présentes dans le site. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité de lisières. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité de lisières atteindra la valeur maximale recensée lors de la phase de test du prototype 2015 avec les unités d'habitat EUNIS niveau 2, soit la valeur de 0,882 km/ha. La densité des lisières dans le site est donc multipliée par $1/0,882 = 1,1334842$ et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité de lisières. Dans des cas exceptionnels où la densité de lisières est $\geq 0,882$ km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

Si la densité des lisières entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 est $\geq 0,882$ km/ha, **ALORS Rareté des lisières = 0.**

Si la densité des lisières entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 est $< 0,882$ km/ha, **ALORS**

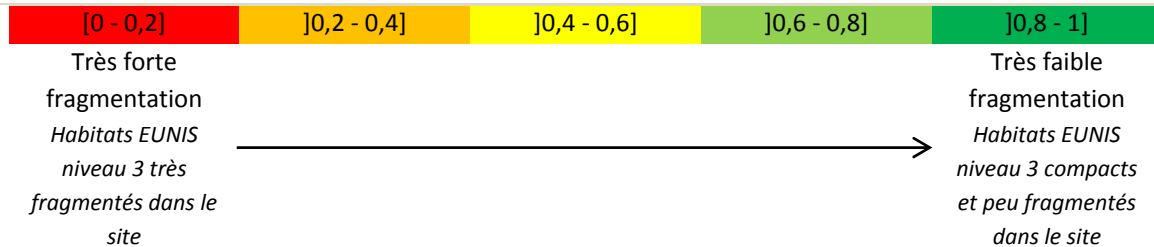
$$\text{Rareté des lisières} = 1 - \frac{\text{linéaire totale des lisières en km} \times 1,133}{\text{superficie du site en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de lisière entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : plus la valeur de l'indicateur croît, moins la densité de lisières entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 est importante dans le site, la fragmentation est moins importante, ce qui est favorable à l'accomplissement du cycle biologique des espèces tributaires des caractéristiques intrinsèques des habitats (espèces spécialistes en général).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



15. « Rareté de l'artificialisation de l'habitat »

Définition des perturbations anthropiques

Dans un écosystème, une perturbation peut être qualifiée comme la perte soudaine et discrète de biomasse, de structure (composition physique d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème) ou de fonctions (processus qui interviennent dans le fonctionnement d'un écosystème) d'après Walker (2011). De nombreux processus comme l'hétérogénéité spatio-temporelle dépendent de l'intensité d'une perturbation et du régime des perturbations (somme des perturbations) (Walker 1999 dans Walker 2011). Les perturbations anthropiques résultent directement ou indirectement de l'activité anthropique (Walker 2011). Dans les zones humides, elles peuvent résulter de pratiques telles que la mise en culture, le piétinement, les apports de pesticides et de fertilisants, le pâturage, la taille, l'exploitation forestière, le relargage de métaux lourds, l'introduction d'espèces allochtones (par ex. semis, plantations)...

Quelques propriétés des perturbations associées aux activités anthropiques

Dans sa synthèse, Walker (2011) affirme qu'il est possible d'étudier les perturbations en analysant leurs causes, leurs caractéristiques et leurs conséquences. Il est essentiel de comprendre les conséquences des perturbations car elles sont omniprésentes et déterminent les tendances observées sur les écosystèmes et les processus (Pickett et White 1985 dans Walker 2011). Si les perturbations accroissent souvent l'hétérogénéité spatiale sur de très larges échelles, en raison de leurs effets inégaux dans l'espace, elles peuvent parfois réduire l'hétérogénéité biotique à une échelle plus fine. La plupart des processus écologiques sont également affectés par les perturbations, y compris le cycle biologique des espèces, la dynamique temporelle des successions et le cycle des éléments nutritifs (Walker 2011). **La discussion réalisée porte uniquement sur les conséquences des perturbations anthropiques sur les pertes de structures et de fonctions associées (causées directement ou indirectement par l'activité humaine) ; et l'appauvrissement biotique qui peut en résulter.**

Pour une même pratique, l'intensité des perturbations peut varier d'une perturbation dont les effets sont relativement limités (par ex. culture extensive, pâturage extensif, exploitation forestière extensive) comparé à des effets beaucoup plus importants (par ex. culture intensive, surpâturage, exploitation forestière intensive). A noter qu'on parle souvent d'hémérobie (inverse de la naturalité) pour apprécier la somme des effets des perturbations sur les communautés. L'hémérobie peut d'ailleurs être évaluée en déterminant la composition des espèces dans un habitat (voir Battisti et Fanelli 2016). Il existe d'ailleurs des classifications permettant de distinguer les communautés végétales selon leur degré d'hémérobie (par ex. Catteau et Duhamel 2010, 2014).

La très forte homogénéisation d'une strate végétale par des perturbations anthropiques a en général pour conséquence un appauvrissement biotique souvent défavorable à l'accomplissement du cycle biologique des espèces autochtones. Il s'agit d'évaluer l'homogénéisation des habitats par les activités anthropiques grâce à un paramètre qui repose essentiellement sur les habitats EUNIS niveau 3 et le type de communauté végétale dans les habitats du site en distinguant :

(1) les habitats où les communautés végétales sont complètement ou quasiment complètement détruites par des perturbations anthropiques extrêmement intenses ;

(2) les habitats où les communautés végétales sont très simplifiées par des perturbations anthropiques. Une seule strate végétale est présente avec un couvert significatif, elle est souvent monospécifique ou quasiment monospécifique (du fait des perturbations anthropiques), composée le plus souvent d'espèces introduites allochtones (semées ou plantées). Les autres strates sont absentes ou très réduites (très réduites : couvert < 30% ; valeur attribuée en s'inspirant du critère de Davies *et al.* (2004) pour distinguer les habitats EUNIS niveau 1 avec un couvert clairsemé).

(3) les autres habitats.

Plus les habitats fortement affectés par des perturbations anthropiques occupent une faible part du site, plus l'appauvrissement biotique est réduit et plus les conditions sont en général favorables à la réalisation de la sous-fonction de support des habitats pour les espèces autochtones (Encadré ci-après).

Encadré 48 : « Rareté de l'artificialisation de l'habitat »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats EUNIS niveau 3 et le type de communauté végétale dans ces habitats.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Sur les sites avec des dossiers police de l'eau où l'identification des habitats a été réalisée (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette identification en exploitant la correspondance réciproque⁴³ avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur vérifie et précise ensuite l'identification des habitats EUNIS niveau 3 sur le terrain dans un second temps. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. Si des habitats listés dans le tableau ci-après sont dans le site, alors il précise éventuellement le type de communauté végétale associée à ces habitats. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 3 dans le site et types de communauté végétale dans ces habitats.

Etalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section V.1.3.3.

$$\text{Rareté de l'artificialisation de l'habitat} = \frac{S_{\text{Catégorie 1}} \times 0 + S_{\text{Catégorie 2}} \times 0,225 + S_{\text{Catégorie 3}} \times 0,45 + S_{\text{Catégorie 4}} \times 0,675 + S_{\text{Catégorie 5}} \times 0,9}{S_{\text{site}}}$$

Où

$S_{\text{Catégorie 1}}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 1 du tableau ci-après.

$S_{\text{Catégorie 2}}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 2 du tableau ci-après.

$S_{\text{Catégorie 3}}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 3 du tableau ci-après.

$S_{\text{Catégorie 4}}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 4 du tableau ci-après.

$S_{\text{Catégorie 5}}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 5 du tableau ci-après.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

Les valeurs de 0, 0,225, 0,45, 0,675 et 0,9 sont attribuées à chaque type d'habitats EUNIS niveau 3 pour indiquer un niveau décroissant de perturbations anthropiques et éventuellement du type de communautés végétales associées à ces habitats (Tableau ci-après). Notez que la valeur de 1 n'est pas attribuée car il est peu probable qu'un habitat ne soit pas du tout soumis à des pressions anthropiques en France métropolitaine (c'est-à-dire aucune artificialisation).

⁴³ <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

Tableau 11 : Catégorie d'habitats et communautés végétales associées selon leur artificialisation par les activités anthropiques.	
Description	Habitats EUNIS niveau 3 correspondant et complément d'information à éventuellement relever sur les types de communautés végétales
Catégorie 1 :	
Habitats pour lesquels il n'y a pas ou quasiment pas de communauté végétale du fait d'une activité anthropique extrêmement intense.	Les habitats EUNIS niveau 3 : J3.1 Mines souterraines en activité, J3.2 Sites d'extraction minière à ciel ouvert en activité, y compris les carrières, J6.1 Déchets provenant de la construction et de la démolition de bâtiments, J6.2 Déchets ménagers et sites d'enfouissement, J6.3 Déchets organiques non agricoles, J6.4 Déchets agricoles et horticoles, J6.5 Déchets industriels.
Catégorie 2 :	
Habitats sans strate arbustive ou arborescente et avec une très forte artificialisation de la strate herbacée : communauté monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces plantées le plus souvent (semées); communauté composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : E2.6 Prairies améliorées, réensemencées et fortement fertilisées, y compris les terrains de sport et les pelouses ornementales, H5.5 Zones incendiées avec peu ou pas de végétation, H5.6 Zones piétinées, I1.1 Monocultures intensives, I1.2 Cultures mixtes des jardins maraichers et horticulture, I1.4 Cultures inondées ou inondables, y compris les rizières, I2.1 Grands jardins ornementaux, I2.2 Petits jardins ornementaux et domestiques.
Habitats sans strate arborescente, avec un couvert herbacé < 30% en phase de croissance végétative et une très forte artificialisation de la strate arbustive : communauté de la strate arbustive souvent monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces introduites le plus souvent (plantées), communauté de la strate arbustive composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : FA.1 Haies d'espèces non indigènes, FB.1 Plantations d'arbustes pour la récolte de la plante entière, FB.2 Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches, FB.3 Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les fruits, autres que les vignobles, FB.4 Vignobles ; <u>s'ils ont un couvert herbacé < 30% en phase de croissance végétative.</u>
Habitats avec un couvert herbacé < 30% en phase de croissance végétative, un couvert arbustif < 30% et une très forte artificialisation de la strate arborée : communauté de la strate arborée souvent monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces introduites le plus souvent (plantées), communauté de la strate arborée composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : G1.C Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés, G1.D Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, G2.8 Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, G2.9 Vergers et bosquets sempervirents, G3.F Plantations très artificielles de conifères ; <u>s'ils ont un couvert herbacé < 30% en phase de croissance végétative et un couvert arbustif < 30%.</u>

Description	Habitats EUNIS niveau 3 correspondant et complément d'information à éventuellement relever sur les types de communautés végétales
Catégorie 3 :	
Habitats sans strate arborescente, avec un couvert herbacé $\geq 30\%$ monospécifique ou quasi-monospécifique et une très forte artificialisation de la strate arbustive : communauté de la strate arbustive souvent monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces introduites le plus souvent (plantées) ; communauté de la strate arbustive composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : FA.1 Haies d'espèces non indigènes, FB.1 Plantations d'arbustes pour la récolte de la plante entière, FB.2 Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches, FB.3 Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les fruits, autres que les vignobles, FB.4 Vignobles ; <u>s'ils ont un couvert herbacé $\geq 30\%$ monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative.</u>
Habitats constitués d'une strate arborée fortement artificialisée (communauté monospécifique ou quasiment monospécifique, composées d'espèces introduites le plus souvent plantées) à laquelle s'ajoute soit (1) un couvert herbacé $\geq 30\%$ monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative, le couvert arbustif est alors $< 30\%$, soit (2) un couvert arbustif $\geq 30\%$ monospécifique ou quasi-monospécifique, le couvert herbacé est alors $< 30\%$ en phase de croissance végétative.	Les habitats EUNIS niveau 3 : G1.C Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés, G1.D Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, G2.8 Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, G2.9 Vergers et bosquets sempervirents, G3.F Plantations très artificielles de conifères ; <u>s'ils ont :</u> <ul style="list-style-type: none"> o <u>un couvert herbacé $\geq 30\%$ monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative et un couvert arbustif $< 30\%$;</u> o <u>un couvert arbustif $\geq 30\%$ monospécifique ou quasi-monospécifique et un couvert herbacé $< 30\%$ en phase de croissance végétative.</u> o <u>un couvert herbacé et arbustif tous deux $\geq 30\%$ et tous deux monospécifiques ou quasi-monospécifiques en phase de croissance végétative.</u>
Catégorie 4 :	
Habitats sans strate arborescente, avec un couvert herbacé $\geq 30\%$ ni monospécifique ni quasi-monospécifique et une très forte artificialisation de la strate arbustive : communauté de la strate arbustive souvent monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces plantées le plus souvent ; communauté de la strate arbustive composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : FA.1 Haies d'espèces non indigènes, FB.1 Plantations d'arbustes pour la récolte de la plante entière, FB.2 Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches, FB.3 Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les fruits, autres que les vignobles, FB.4 Vignobles ; <u>s'ils ont un couvert herbacé $\geq 30\%$ ni monospécifique ni quasi-monospécifique en phase de croissance végétative.</u>
Habitats constitués d'une strate arborée fortement artificialisée (communauté monospécifique ou quasiment monospécifique, composées d'espèces introduites le plus souvent plantées) à laquelle s'ajoute (1) un couvert herbacé $\geq 30\%$ qui est ni monospécifique ni quasi-monospécifique en phase de croissance végétative et/ou (2) un couvert arbustif $\geq 30\%$ qui est ni monospécifique ni quasi-monospécifique.	Les habitats EUNIS niveau 3 : G1.C Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés, G1.D Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, G2.8 Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, G2.9 Vergers et bosquets sempervirents, G3.F Plantations très artificielles de conifères ; <u>s'ils ont (1) un couvert herbacé $\geq 30\%$ qui est ni monospécifique ni quasi-monospécifique en phase de croissance végétative et/ou (2) un couvert arbustif $\geq 30\%$ qui est ni monospécifique ni quasi-monospécifique.</u>
Catégorie 5 :	
Autres habitats.	Tous les habitats qui ne correspondent pas aux descriptions mentionnées ci-avant.

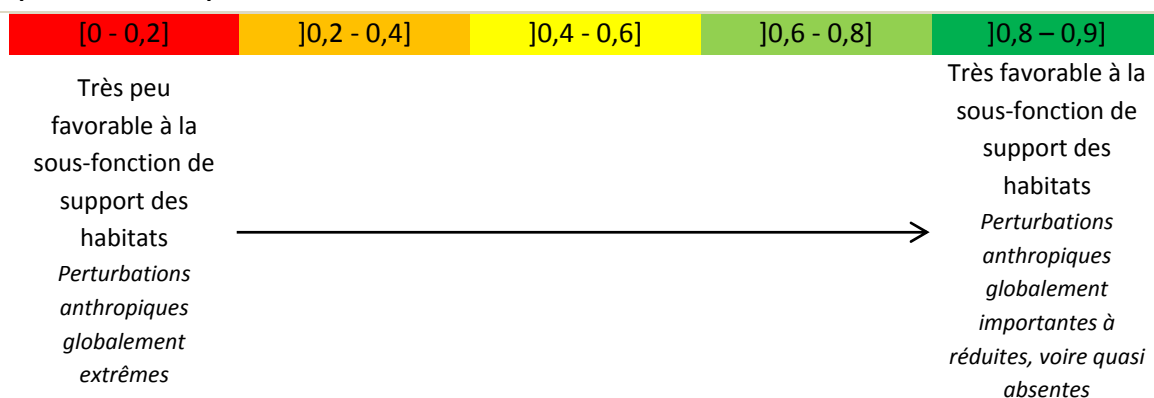
Question à laquelle répond l'indicateur : quel est l'ampleur de l'artificialisation des habitats dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'artificialisation des habitats dans le site est moins forte ; ce qui est en général favorable à la sous-fonction de support des habitats pour les espèces autochtones dans le site.

Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il est assez peu précis. L'artificialisation des habitats n'est prise en compte qu'au sens de l'homogénéisation quasiment complète de strates de végétation dans les habitats, principalement du fait de l'activité anthropique. Cet indicateur ne permet pas de distinguer des habitats avec des pressions anthropiques variables (par ex. pressions de pâturage variables, de modérée à nulle) qui peuvent aussi affecter les fonctions dans le site. Avec une description plus détaillée des habitats (EUNIS niveau 4 ou 5), il aurait été possible de faire une distinction plus fine des habitats. Vu le niveau de description des habitats dans la méthode et les impératifs pour la concevoir, il n'a pas été possible d'aller plus dans le détail pour cet indicateur. Il permet surtout de distinguer des habitats extrêmement artificiels, très artificiels de ceux avec une artificialisation modérée à quasi absente.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



16. « Rareté des invasions biologiques végétales »

Quelques éléments de définition d'une invasion biologique

Une espèce est en général qualifiée d'invasive, quand elle est allochtone, introduite dans un habitat et qu'elle impacte négativement le fonctionnement d'un écosystème (Colautti et MacIsaac 2004). D'autres définitions existent, par exemple pour Valéry *et al.* (2008), une invasion biologique survient dans les écosystèmes quand une barrière géographique ou un facteur biotique limitant l'extension de l'aire de répartition d'une espèce disparaît, permettant la colonisation de nouveaux espaces et à un stade ultime de cette colonisation la dominance de l'espèce dans l'écosystème récepteur. Même si le phénomène d'invasion est souvent associé à la dispersion des espèces allochtones, il est à noter que certains auteurs considèrent que le processus associé à des invasions biologiques peut également concerner des espèces autochtones (voir Valéry *et al.* 2008, 2009). Les définitions sur les invasions biologiques sont encore sujettes à débat dans la communauté scientifique. **De nombreuses définitions (non passées en revue ici) existent et des synthèses telle que celle de Thévenot (2013) en donnent un aperçu. De nombreuses listes qui ne sont pas citées ici de manière exhaustive ont été produites de l'échelle mondiale (IUCN 2015) à l'échelle locale (par ex. Thévenot 2014, European Commission 2015, Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques 2015) pour recenser les espèces dont la présence est considérée comme une invasion biologique.** Aucune liste nationale ne fait autorité en la matière aujourd'hui ; mais un projet mené conjointement par le MNHN et la Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux vise à établir une telle liste prochainement. Par ailleurs, la réglementation européenne évolue à ce sujet et une liste des espèces qui sont associées à des invasions biologiques est parue récemment.

Propriétés associées aux invasions biologiques

L'invasion biologique est un cas particulier de colonisation. Pour prendre la pleine mesure de ses effets sur les communautés autochtones, il convient d'être vigilant avant d'interpréter ses conséquences, notamment en veillant à identifier les covariables qui peuvent être associées à ses effets (Didham *et al.* 2005). Par des effets de compétition, de parasitisme, de modification de la structure des habitats, ou de pollution génétique, le processus d'invasion conduit souvent à une chute de la biodiversité et une altération des fonctions des zones humides (Zedler 2004). **Les effets sur les communautés autochtones suite à une invasion biologique sont donc variés : introgression (par ex. Munoz-Fuentes *et al.* 2006, Plénet 2006), exclusion des espèces autochtones (par ex. Dandelot *et al.* 2005)... allant jusqu'à leur extinction (Mooney et Cleland 2001).**

Les espèces associées à des invasions biologiques ont une influence majeure sur la fonction de support des habitats et l'accomplissement du cycle biologique des espèces autochtones dans le site. Vu la diversité des définitions sur les invasions biologiques et le grand nombre de listes au sujet des espèces dont la présence est considérée comme une invasion biologique ; les observateurs qui appliqueront la méthode utiliseront la liste qui leur paraît la plus pertinente pour identifier les espèces associées à des invasions biologiques dans le site. L'indicateur associé aux invasions biologiques portera sur l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative. En effet, vu les impératifs pour concevoir la

méthode, il paraît possible d'évaluer cette emprise. Cependant, il ne paraît pas possible de proposer un indicateur pour les espèces animales. Il est considéré que plus la part du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative est importante, plus les habitats sont homogénéisés et moins les conditions sont favorables à la fonction de support des habitats dans le site (Encadré ci-après).

Encadré 49 : « Rareté des invasions biologiques végétales »

Paramètre à la base de l'indicateur : les espèces végétales associées à des invasions biologiques d'après la référence choisie par l'observateur.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain lorsque l'observateur s'estime capable de reconnaître les espèces et que la prospection est réalisée durant la période de croissance végétative. Les informations présentes dans les dossiers « police de l'eau » peuvent aussi être mobilisées.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative du site sans espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative.

Étalonnage de l'indicateur : autres cas.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :

Lors de la phase de test du prototype 2015, la part relative des sites occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques a été déterminée sur 88 sites parmi les 163 sites tests. Sur les 75 sites restants, aucune information ne permettait de renseigner cette information. Le tableau ci-dessous présente les valeurs de la part relative du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en (c'est-à-dire la superficie du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en ha / superficie du site en ha). Des espèces végétales associées à des invasions biologiques végétales sont présentes dans 10 sites sur les 88 sites tests de 2015, avec une part relative maximale de 0,07.

Tableau 12 : Part relative des sites occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative sur 88 sites tests de 2015 où l'information était renseignée.

Part relative du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques	
Minimum	0
Maximum	0,07
Moyenne	0,002
Erreur standard	0,001

Les tests de 2015 ont donc permis de relever que la part maximale du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative était de 7%. Cependant, cela semble être extrêmement faible. Une valeur seuil de 30% est fixée arbitrairement pour étalonner l'indicateur. La part relative de l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative est donc multipliée par $1 / 0,3 = 3,33$ et retranchée à 1 pour que la valeur de l'indicateur augmente avec la diminution de l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative. Ainsi, la valeur de l'indicateur sera donc de 0 quand la part relative du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative sera de $\geq 30\%$. La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y aura pas d'espèce végétale associée à des invasions biologiques en période de croissance végétative dans le site. La valeur de l'indicateur diminuera donc quand l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative augmentera dans le site.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Si l'observateur n'a pas d'information sur la part du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative OU il n'est pas capable de reconnaître ces espèces durant une prospection de terrain réalisée durant la période de croissance végétative OU les prospections de

terrain ne sont pas réalisées durant la période de croissance végétative, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Rareté des invasions biologiques végétales**.

SI l'observateur a une information sur la part du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période croissance végétative *OU* s'il peut reconnaître ces espèces et estimer leur emprise sur le site durant une prospection de terrain réalisée durant la période de croissance végétative, *ET* part relative du site occupée par les espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative $\geq 30\%$; *ALORS* **Rareté des invasions biologiques végétales = 0**.

SI l'observateur a une information sur la part du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période croissance végétative *OU* s'il peut reconnaître ces espèces et estimer leur emprise sur le site durant une prospection de terrain réalisée durant la période de croissance végétative, *ET* part relative du site occupée par les espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative $< 30\%$; *ALORS*

$$\text{Rareté des invasions biologiques végétales} = 1 - \left(\frac{\text{superficie du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques durant la période de croissance végétative en ha} \times 3,33}{\text{superficie du site en ha}} \right)$$

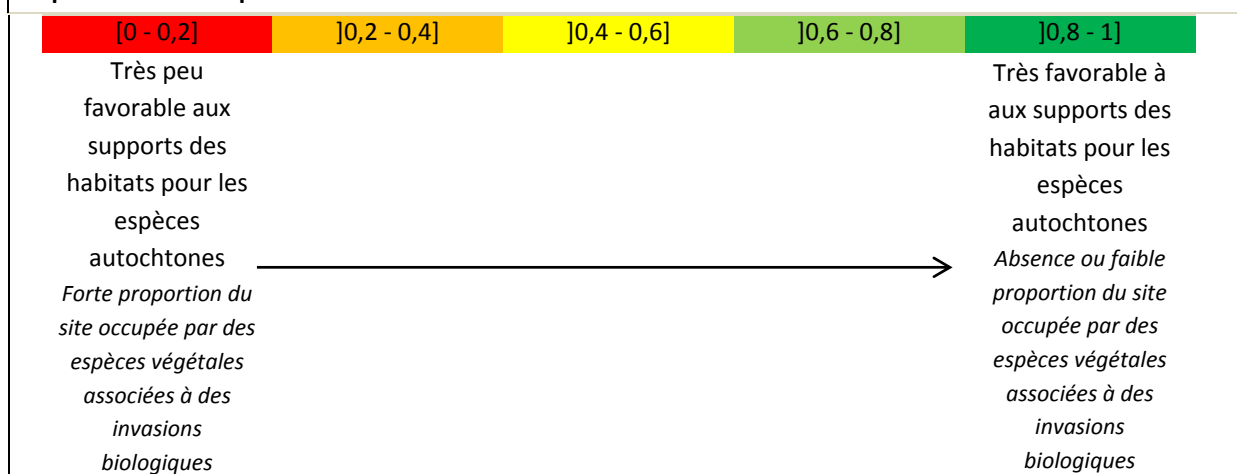
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la part relative du site sans espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part relative du site sans des espèces végétales associées à des invasions biologiques croît, l'homogénéisation des habitats par ces espèces est moins importante et les conditions dans le site sont plus favorables à l'accomplissement du cycle biologique des espèces autochtones.

Comme limite, on peut mentionner le fait que l'indicateur n'est pas modulé selon l'impact potentiel des espèces associées à des invasions biologiques recensées.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



V.1.5. Interprétation des indicateurs et précautions élémentaires

Sur un site, la fluctuation de la valeur d'un indicateur au cours du temps indique l'évolution du paramètre associé et donc vraisemblablement de la sous-fonction associée. Lorsque la valeur de l'indicateur augmente, la sous-fonction associée est vraisemblablement plus importante et inversement lorsque la valeur de l'indicateur diminue. **Une précaution majeure à prendre est de toujours interpréter la réalisation d'une sous-fonction au regard de l'ensemble des indicateurs la renseignant et non pas au regard d'un seul indicateur. Il convient dans ce cas de veiller à ne pas considérer les indicateurs associés à une sous-fonction comme ayant une influence égale.** A titre d'exemple, pour une sous-fonction donnée, ce n'est pas parce qu'un indicateur a une valeur deux fois plus importante qu'un autre indicateur, qu'il a une influence deux fois plus importante sur cette même sous-fonction.

Par ailleurs, il convient de souligner que l'intensité d'une sous-fonction est corrélée à la valeur d'un indicateur associé, mais que son intensité n'est pas proportionnelle à la valeur d'un indicateur associé. Ainsi, si la valeur d'un indicateur est multipliée par deux sur un site entre un instant t et $t+1$, cela signifie que le paramètre a varié et donc que l'intensité de la sous-fonction associée a vraisemblablement augmenté sur le site au regard de ce paramètre, mais cela ne signifie pas nécessairement que l'intensité de la sous-fonction sous-jacente a doublé (par ex. la sous-fonction liée à la dénitrification n'est pas forcément deux fois plus importante parce que la valeur des indicateurs associés à cette sous-fonction a doublé). En effet, des relations multiples sont possibles entre la valeur d'un indicateur et l'intensité de la sous-fonction associée et ne sont pas forcément linéaires (Figure ci-après). À noter, que seules des relations positives sont vraisemblables en général entre la valeur d'un indicateur et l'intensité d'une sous-fonction. A titre d'exemple, des relations de type exponentielles négatives ou gaussiennes ne sont pas vraisemblables car elles ont été évitées lors de la conception des indicateurs.

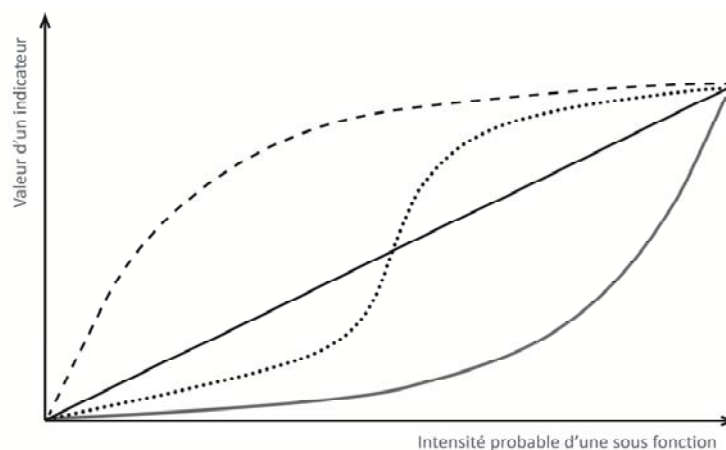


Figure 52 : Exemples de quatre relations possibles entre la valeur d'un indicateur et l'intensité probable d'une sous-fonction associée à l'indicateur. Chaque courbe indique un exemple de relation possible (issue de Gayet *et al.* 2016).

Seules des relations positives sont vraisemblables ; c'est-à-dire que lorsque la valeur l'indicateur augmente l'intensité de la sous-fonction augmente vraisemblablement.

V.2. Principales informations relevées en complément aux indicateurs

Le diagnostic fonctionnel est complété par des informations narratives relevées sur le site ou dans son environnement qui participent à la compréhension du fonctionnement global du site (par ex. exposition du site à l'ensoleillement, présence de pertes karstiques ou de sources dans le site) ou qui sont simplement des compléments d'information qu'il a été jugé intéressant de renseigner. Il n'a pas été possible de concevoir d'indicateurs à partir de ces informations vu le champ d'application de la méthode (section I.2, I.3, I.4 et I.5), les impératifs opérationnels à respecter pour concevoir la méthode (section I.6) et les critères qui doivent être réunis pour retenir un paramètre dans la méthode (section V.1.1.1). Ces informations portent sur :

- La présence de fosses d'extraction de tourbe dans le site et dans sa zone tampon, pour les sites où au moins un sondage pédologique aurait révélé la présence d'un horizon histique.
- La présence de puits de captage pour l'alimentation en eau potable ou pour toute autre activité dans le site ou à proximité. Le pompage de l'eau en profondeur a notamment pour effet de générer un cône de rabattement sur la nappe phréatique qui peut potentiellement affecter le fonctionnement des écosystèmes.
- La présence de pertes et de sources dans le site et dans sa zone tampon.
- L'endiguement du cours d'eau auquel est associé un site inscrit dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Il peut avoir pour effet de créer un isolement relatif entre le site et le cours d'eau (par ex. crues moins fréquentes dans le site, apports de sédiments par le cours d'eau et connexion du cours d'eau avec le lit majeur moins importante).
- La dérivation partielle du cours d'eau hors du talweg pour un site inscrit dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Cette pratique peut être notamment observée en amont d'installations qui visent à exploiter l'énergie hydraulique (par ex. scierie en montagne, moulin dans des zones de plaine). L'écoulement est alors partiellement dérivé vers un canal en amont de l'installation ce qui peut réduire l'écoulement dans le lit mineur du cours d'eau.
- L'imperméabilisation des berges du cours d'eau pour un site inscrit dans un système hydrogéomorphologique alluvial. L'imperméabilisation peut être partielle comme avec des enrochements, ou plus importante via des pale-panches par exemple. Cela peut avoir pour effet de diminuer les échanges entre la zone humide et le cours d'eau, notamment en diminuant substantiellement les échanges via la zone hyporhéeique.
- La présence d'aménagements sur le cours d'eau auquel un site inscrit dans un système hydrogéomorphologique alluvial est associé (par ex. barrage, seuils). Ces aménagements peuvent moduler les écoulements dans le cours d'eau et affecter le niveau de la nappe à laquelle est associé le site.
- La présence d'aménagements sur les fossés (par ex. vannes). Ces aménagements peuvent moduler les écoulements dans le fossé et affecter le niveau de la nappe à laquelle est associé le site.
- L'exposition du site lorsqu'il est sur un versant. L'exposition peut moduler l'effet de l'altitude sur les conditions thermiques dans le site.
- La présence de lignes à haute tension dans le paysage du site. Ces infrastructures ont des effets néfastes sur certaines espèces animales.

- La présence de parc éolien dans le paysage du site. Ces infrastructures ont des effets néfastes sur certaines espèces animales.
- La présence de passage faune sauvage (par ex. crapauduc) dans le paysage du site. Ils peuvent limiter les effets néfastes des infrastructures de transport sur certaines communautés.
- La biodiversité protégée ou menacée dont la présence est attestée dans le site. Le croisement entre les inventaires naturalistes dans le site et les espèces présentes dans les textes réglementaires de l'échelle départementale à l'échelle internationale (par ex. liste rouge de l'IUCN, annexes de la Directive Faune Flore Habitats, arrêtés départementaux, disponibles en ligne sur le site INPN) servent de base pour identifier les espèces au statut de conservation défavorable dont la présence est connue dans le site.
- La liste des espèces végétales et animales associées à des invasions biologiques dans le site. Le croisement entre les inventaires naturalistes dans le site et les listes d'espèces associées à des invasions biologiques servent de base pour identifier les espèces associées à des invasions biologiques dont la présence est connue dans le site. L'observateur choisit la liste de référence qui lui paraît la plus appropriée sur son territoire pour identifier les espèces associées à des invasions biologiques.
- ...

VI. Applications des diagnostics pour évaluer l'équivalence fonctionnelle dans le cadre de la compensation d'impacts sur les zones humides

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître l'approche recommandée pour appliquer la méthode (voir partie A. La méthode, section 4. Applications des diagnostics pour évaluer l'équivalence fonctionnelle dans le cadre de la compensation d'impacts sur les zones humides).

VII. L'interprétation du résultat pas à pas

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître le mode de restitution des évaluations produit avec le tableur associé à la méthode (voir partie C. L'interprétation du résultat pas à pas).

VIII. Documents mis à disposition pour l'évaluation

La mise en œuvre de la méthode est permise grâce à trois supports complémentaires :

- **Le présent document.** Il décrit le contenu théorique, scientifique et technique de la méthode. Lire en détails ce document n'est pas indispensable pour appliquer la méthode. L'observateur peut se tourner vers cette référence lorsqu'il a une question sur le contenu de la méthode.
- **La « notice ».** Elle est disponible dans le Guide et protocoles dédié à la méthode (voir partie B. Notice pour renseigner le tableur). Elle permet d'appliquer la méthode pas à pas, avec des explications détaillées sur comment répondre à chaque question. Il est impératif de suivre très scrupuleusement les instructions mentionnées dans la notice lors de l'application de la méthode. La notice est organisée en trois parties distinctes : partie 1 – Informations à renseigner au bureau avant les prospections sur le terrain, partie 2 – Informations à renseigner sur le terrain, partie 3 – Informations à renseigner au bureau suite aux prospections sur le terrain. Les réponses données aux questions permettent de renseigner le diagnostic de contexte du site et le diagnostic fonctionnel du site. Des questions complémentaires complètent ces diagnostics. Ces dernières permettent notamment de suivre l'application de la méthode par l'observateur et de récolter des informations qui peuvent avoir une influence sur les fonctions mais sur lesquelles il n'a pas été possible de concevoir d'indicateurs. L'évaluation des fonctions sur le site impacté avant et après impact et sur le site de compensation avant et après action écologique sont réalisées en répondant aux questions présentes dans la notice.
- **La « fiche d'évaluation des fonctions des zones humides ».** C'est un tableur qui permet de renseigner les réponses données à toutes les questions de la notice. L'impression de ce tableur sur papier permet de disposer d'une fiche de terrain lors de la phase 2 d'application de la méthode (phase de terrain). **Une fois la méthode appliquée et toutes les informations renseignées dans le tableur, le résultat de l'évaluation est automatiquement produit grâce à un format préconçu. Il est alors possible grâce aux différentes feuilles dans ce tableur de renseigner le diagnostic fonctionnel d'un site impacté avant et après impact et d'un site de compensation avant et après action écologique ; pour identifier si une équivalence fonctionnelle est vraisemblable à l'issue**

de la mise en œuvre des mesures de compensation. En complément, il est possible de vérifier que les fonctions sur le site de compensation après action écologique correspondent à ce qui était envisagé avant leurs mise en œuvre (ressemblance (1) du diagnostic des fonctions sur le site de compensation après action écologique envisagée et (2) sur le site de compensation après action écologique). Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître les feuilles contenues dans le tableur (voir partie C. L'interprétation du résultat pas à pas, section 2. Utilisation du tableur). Le tableur est développé sur Microsoft® Excel® 2010. Une version de ce tableur utilisable sur un logiciel libre de droit pourrait paraître dans le futur. Le tableur contient 11 feuilles. Il n'y a aucune garantie sur le résultat fourni après une évaluation en cas d'utilisation du tableur avec un autre logiciel que Microsoft® Excel® 2010.

IX. Vérification du respect des exigences de conception de la méthode et principales modifications apportées aux prototypes pour parvenir à la version finale

Les impératifs à respecter pour concevoir la méthode sont présentés dans la section 7. Une méthode conçue pour être opérationnelle et 8. Résultats obtenus après l'application de la méthode dans l'introduction générale du Guide et protocoles dédié à la méthode. **Il s'agit ici de vérifier qu'elles ont été respectées lorsque les prototypes de méthode ont été appliqués sur un échantillon de sites (section II.3) et de présenter les principales améliorations effectuées en réponse aux problèmes rencontrés pour tendre vers la version finale de la méthode.**

IX.1. Pragmatisme : clarté des instructions pour appliquer la méthode et justesse des informations obtenues

IX.1.1. Utilisation de la clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques

La détermination des systèmes hydrogéomorphologiques repose sur l'analyse croisée d'une clef de détermination et d'une description narrative des caractéristiques géomorphologiques et hydrologiques du site. Pour la plupart des observateurs qui ont testé les prototypes de méthode, le choix du système hydrogéomorphologique du site restait délicat durant l'application des prototypes de méthode. Le principal problème rencontré résidait dans le manque d'informations claires et faciles à relever sur le site.

Durant l'application des prototypes de méthode, des aller-retours entre les auteurs de la méthode et les observateurs qui ont testé les prototypes ont permis d'améliorer considérablement la clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques. Des informations détaillées sur les caractéristiques le plus souvent typiques de chaque système hydrogéomorphologique ont été ajoutées et la dénomination des systèmes hydrogéomorphologiques a évolué pour être moins trompeuse et aussi évocatrice que possible. Le résultat final présent dans cette méthode (clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques et description narrative ; voir section IV.3.1) est apparu acceptable pour les observateurs qui ont testé les prototypes de méthode.

IX.1.2. Délimitation de la zone contributive

La zone contributive correspond à toute l'étendue spatiale où les écoulements superficiels et les écoulements souterrains connus convergent temporairement ou en permanence vers le site (section III.2.1.). Elle est principalement délimitée en analysant le relief en amont du site. Plusieurs problèmes peuvent être rencontrés : les écoulements sont parfois plus complexes que ce que peut laisser présager une simple analyse du relief (par ex. système karstique) et les aménagements anthropiques (par ex. réseaux de collecte des eaux pluviales et domestiques) peuvent modifier les écoulements dans la zone contributive. Ces aspects constituent des limites sur lesquels peu de progrès ont pu être réalisés entre les prototypes de méthode et la version finale.

Par ailleurs, les procédures proposées dans la notice pour délimiter la zone contributive sont manuelles (utilisation des courbes de niveau du SCAN 25®) ou automatique (utilisation de la BD ALTI®, modèle numérique de terrain maillé à une résolution de 250 m). Durant les tests sur les prototypes de méthode, pour plusieurs observateurs, la BD ALTI® - 250 m permet un pré-repérage de la zone contributive des sites alluviaux et riverains des étendues d'eau mais ne permet pas une délimitation précise de la zone contributive et le contour de celle-ci doit être repris à la main après une délimitation automatisée (Juhel 2015). **Il est proposé d'utiliser éventuellement d'autres MNT plus précis en libre accès pour faire des délimitations automatisées des zones contributives plus précises. Il est également proposé dans la version finale de la méthode de vérifier les délimitations automatisées pour y apporter ensuite des corrections.**

Bien que la procédure pour délimiter la zone contributive en amont d'un site alluvial avec un MNT soit clairement expliquée dans la notice, elle peut rester complexe et exiger un niveau de compétences sur SIG relativement important. **Des observateurs ont proposé d'utiliser le fichier « ZONE_HYDROGRAPHIQUE.shp » de la base de données CARTHAGE® pour réaliser une délimitation plus facile, en particulier pour les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux ou riverains des étendues d'eau. L'emploi de cette source d'information est désormais inclus dans une des procédures préconisée dans la méthode pour délimiter la zone contributive des sites dans ces systèmes hydrogéomorphologiques.**

IX.1.3. Photo-interprétation sur la BD ORTHO®

Durant l'application de la méthode, la BD ORTHO® est utilisée pour estimer la part relative des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage ; et elle permet de faire un pré-repérage des habitats EUNIS niveau 3 dans le site avant les prospections de terrain. Dans le paysage, les observateurs ont ponctuellement rencontré des difficultés de photo-interprétation, en particulier lorsqu'il s'agit de distinguer les habitats « D Tourbières hautes et bas-marais » et « E Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens ». Dans les prototypes de méthode, la visite de terrain permettait de vérifier les habitats dans le site, mais il n'était pas proposé de faire ce type de vérification sur les secteurs du paysage qui pouvaient poser problème. **Dans la version finale de la méthode, il est préconisé de compléter les observations dans le paysage par photo-interprétation avec d'autres informations (par ex. inventaires ZNIEFF, formulaire de données ou DOCOB Natura 2000) et éventuellement par de rapides visites sur le terrain qui peuvent être effectuées ponctuellement là où un doute subsiste.**

IX.1.4. Informations collectées sur les sondages pédologiques

Durant l'application des prototypes de méthode, la représentativité des sondages pédologiques était discutable dans les sous-ensembles homogènes, puisqu'un seul sondage pédologique était préconisé dans des sous-ensembles homogènes d'une superficie < 1 ha. **Dans la version finale de la méthode, il est proposé d'effectuer un minimum de deux sondages pédologiques afin d'avoir un échantillon plus représentatif de chaque sous-ensemble homogène. Des recommandations sont fournies dans la notice pour réviser la délimitation des sous-ensembles homogènes si plusieurs sondages pédologiques réalisés dans un même sous-ensemble sont très différents.**

Concernant les modes opératoires de terrain liés à la pédologie, les observateurs ont rencontré des difficultés pour déterminer l'épaisseur de l'épisolum humifère avec le prototype de méthode en 2014. **Il a donc été proposé dans le prototype de méthode de 2015 d'utiliser la charte Munsell® pour faire une mesure plus objective de l'épaisseur de l'épisolum humifère. Par ailleurs, il est également proposé dans la version finale de la méthode d'humidifier légèrement le sondage pédologique avant d'évaluer l'épaisseur de l'épisolum humifère afin d'avoir une coloration relativement constante du sondage pédologique dans le temps.**

IX.2. Rapidité de mise en œuvre

Le temps nécessaire pour appliquer la méthode est un critère essentiel pour son utilisation future. En effet, les méthodes les plus utilisées sont celles qui requièrent le moins de temps sur le terrain (Carletti *et al.* 2004).

L'application du prototype de méthode 2015 sur les sites a duré en moyenne 4 h 28 min (n = 163) avec un minimum de 1 h 17 min et un maximum de presque 14 h. Ce temps est équitablement réparti entre la phase de bureau (parties 1 et 3, moyenne : 2 h 19 min ; minimum : 57 min ; maximum : 7 h 44 min) et la phase de terrain (partie 2, moyenne: 2 h 6 min ; minimum : 10 min ; maximum : 9 h) (Figure ci-après). L'évaluation a duré plus de 12 h sur deux sites dont la superficie était de 81 ha (13 h 54 min passées à appliquer la méthode) et 18 ha (12 h 05 min). Ce temps a essentiellement été passé sur le terrain avec 8 h sur le premier site et 9 h sur le second site. Le temps passé au bureau est > 4 heures pour 14 sites. Il s'agit généralement de sites dont la délimitation de la zone contributive et la collecte des informations sur cette zone (par ex. superficie des milieux agricoles dans la zone contributive) ont pris plus d'une heure. Ce sont principalement des zones contributives de grande superficie qui s'étendent sur plusieurs départements. Vu le caractère non discriminant de l'occupation du sol sur de grandes zones contributives pour un site impacté et un site de compensation ; il n'est désormais plus nécessaire de renseigner l'occupation du sol pour les sites alluviaux et riverains des étendues d'eau en aval de grand cours d'eau.

Lorsqu'on considère uniquement les sites ≤ 5 ha⁴⁴, le temps total nécessaire pour appliquer la méthode est en moyenne de 3 h 53 min (maximum de 9 h 29 min) (n = 106). Le temps

⁴⁴ Bien qu'il n'y ait pas de base de données ou de recensement national des dossiers instruits dans le cadre de réalisations d'installations, ouvrages, travaux ou activités (IOTA), qui peuvent avoir un effet sur la ressource en eau ou les écosystèmes aquatiques, (nomenclature « eau et milieux aquatiques » - Art. R. 214-1 du code de l'environnement), la plupart des projets faisant l'objet de procédure environnementale d'instruction « Loi sur l'eau », au titre de la nomenclature 3310 sur l'assèchement, le remblai ou la mise en eau en marais et zone humide, sont sur des sites d'une superficie inférieure à 5 ha.

passé au bureau est en moyenne de 2 h 11 min (maximum de 7 h 44 min) et celui passé sur le terrain est en moyenne de 1 h 42 min (maximum 4 h) (Figure ci-après). **La méthode peut donc généralement être mise en œuvre en une demi-journée sur un site dont la superficie est ≤ 5 ha. La méthode peut donc largement être considérée comme rapide selon les critères de Fennessy *et al.* (2007) sur les sites de moins de 5 ha puisque le temps total mobilisé par deux personnes pour l'appliquer est au maximum d'une demi-journée sur le terrain et d'une demi-journée au bureau.** A noter que le temps d'application de la méthode ne prend pas en compte le temps de sa prise en main (installation du logiciel SIG, récupération des bases de données) et le temps de l'analyse des résultats.

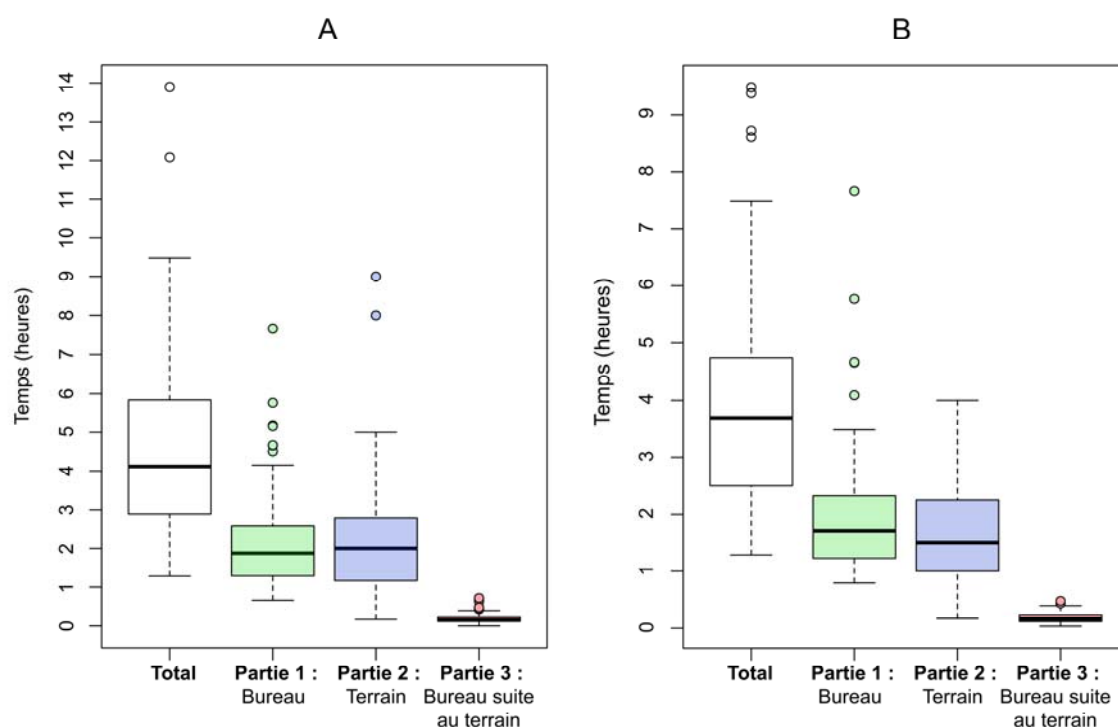


Figure 53 : Temps passé à appliquer le prototype de méthode 2015 par partie sur l'ensemble des sites (A) et sur les sites ≤ 5 ha (B).

Les questions qui exigent le plus de temps durant l'application du prototype de méthode 2015 sont celles liées à la délimitation de la zone contributive (17 min en moyenne) (sous-partie 1.2. La zone contributive), au calcul des superficies de haies (11 min en moyenne) et à l'évaluation de la proportion des habitats dans le paysage et dans le site (7 min en moyenne) (sous-partie 1.4. Le paysage) (Figure ci-après). Concernant la zone contributive, la principale difficulté est le niveau relativement élevé de connaissances en SIG requis pour une des procédures qui était préconisée. Dans la version finale de la méthode une procédure plus simple a été incluse sur proposition des partenaires qui ont testé la méthode (utilisation du fichier « ZONE_HYDROGRAPHIQUE.shp » de la

Cependant selon les territoires, les projets « classiques » police de l'eau peuvent porter sur des superficies bien supérieures, pouvant atteindre jusqu'à 50 ha (information du Ministère de l'écologie en date du 28/09/2015).

base de données CARTHAGE®). Dans la méthode d'évaluation finalisée, il est possible dans certains cas de calculer des superficies de haies à l'aide de la BD TOPO®, ce qui devrait réduire le temps passé à renseigner cette information.

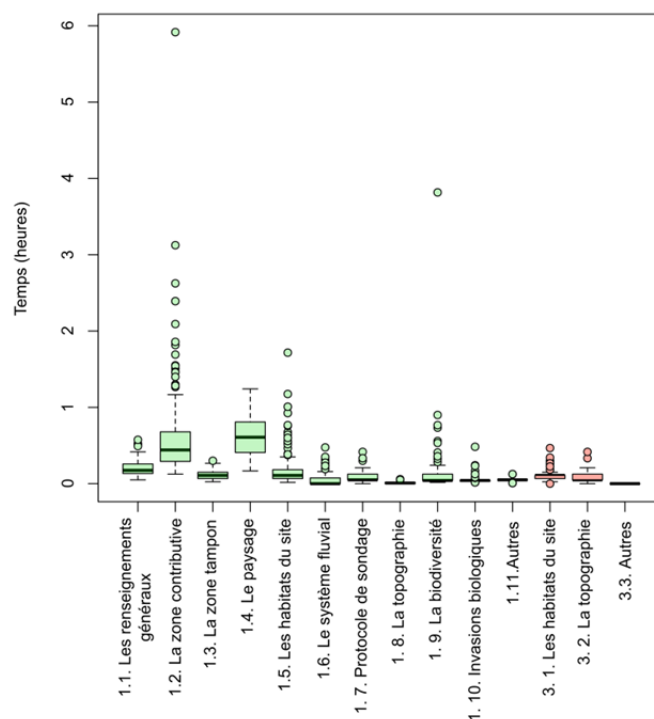


Figure 54 : Temps passé à appliquer le prototype de méthode 2015 par sous-partie sur l'ensemble des sites.

La dénomination des sous-parties a pu évoluer durant la rédaction de la version finale de la méthode.

Le temps total passé à appliquer le prototype de méthode 2015 sur un site est particulièrement affecté par la superficie du site, le nombre d'habitats dans le site et le nombre d'habitats dans le paysage. Plus le site est grand ou plus les habitats sont nombreux dans le site ou dans le paysage, plus le temps passé est important.

Le temps passé au bureau est influencé par la superficie de la zone contributive, le linéaire de haies dans le paysage et le système hydrogéomorphologique du site. Le temps passé est plus long pour les sites alluviaux en raison de zones contributives souvent plus grandes et donc plus longues à délimiter.

Le temps passé sur le terrain est influencé par le nombre de sous-ensembles homogènes et le nombre de sondages pédologiques dans le site. L'expérience de l'observateur (nombre de sites réalisés durant les tests/observateur), la période à laquelle a été réalisée la phase de terrain (phase de test entre mai et août 2015) n'ont pas d'influence évidente sur le temps nécessaire pour appliquer le prototype de méthode 2015 (Annexe XII et Figure ci-après).

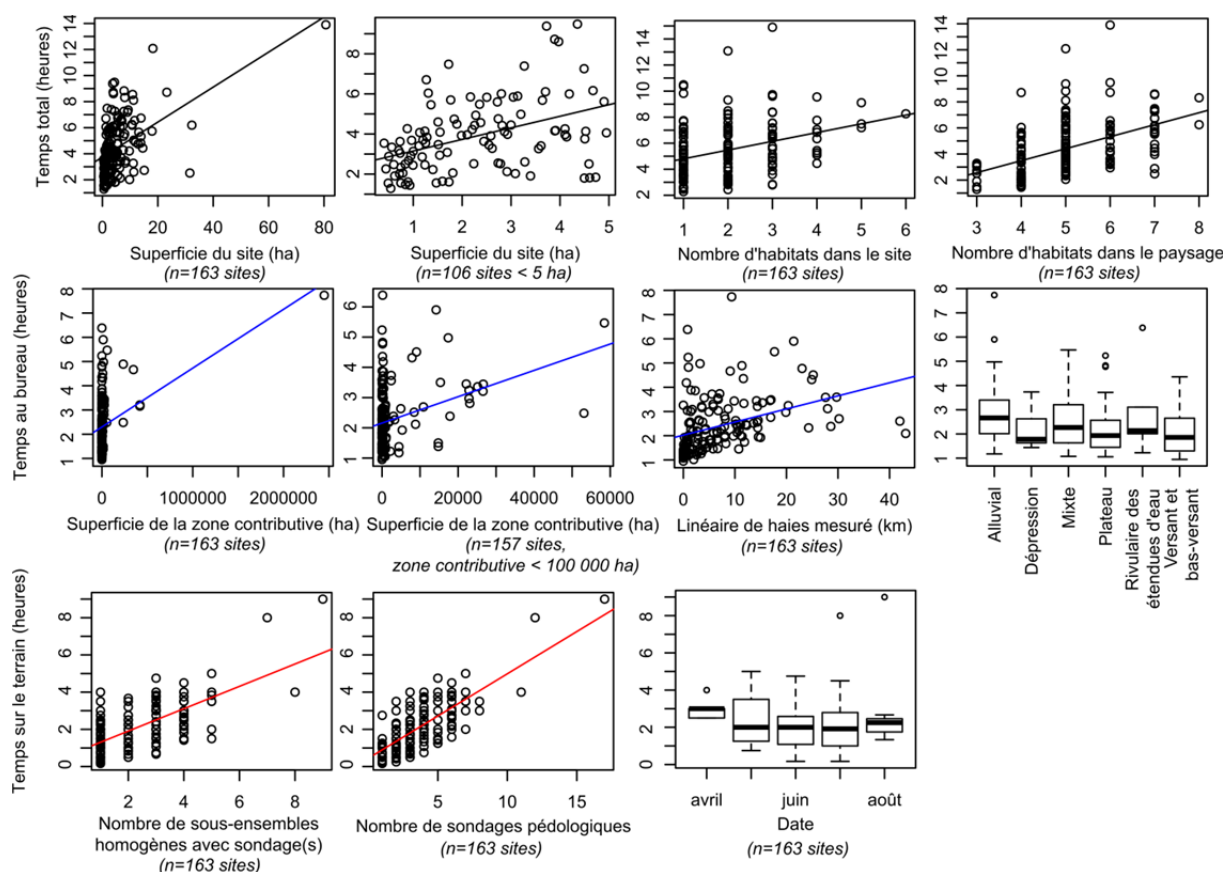


Figure 55 : Influence des caractéristiques du site et de son environnement sur le temps (total, au bureau et sur le terrain) nécessaire pour appliquer le prototype de méthode 2015.

Certaines améliorations sur les prototypes de méthode (par ex. délimitation de la zone contributive, mesure des haies dans le paysage) laissent entrevoir un gain de temps potentiel pour appliquer la version finale de la méthode. D'autres améliorations laissent entrevoir un temps un peu plus important pour traiter certaines questions de la méthode (par ex. augmentation du nombre de sondages pédologiques pour augmenter la représentativité de l'échantillonnage). **Dans l'ensemble, le temps nécessaire pour appliquer le prototype de méthode 2015 doit vraisemblablement être représentatif du temps nécessaire pour appliquer la version finale de la méthode.**

IX.3. Reproductibilité

La reproductibilité interindividuelle du prototype de la méthode 2015 a été évaluée en comparant les résultats de 10 sites évalués par 2 observateurs à l'Irstea (Buelhoff et Jaymond 2015). Sur ce prototype, les paramètres les moins reproductibles étaient ceux liés à la pédologie (texture du sol, épaisseur de l'épisolum humifère notamment), à la délimitation de la zone contributive et aux habitats (notamment la somme des distances entre chaque unité d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site et l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche dans le paysage). Des améliorations ont été proposées dans la version finale pour limiter les biais observateur. Dans le futur, il serait intéressant d'évaluer la reproductibilité de la méthode en sélectionnant un petit nombre de sites et des opérateurs plus nombreux ayant des compétences variables. Cela permettrait de vérifier que la méthode ne requiert pas d'expertise particulière.

Les tests avec les prototypes de méthode en 2014 et 2015 ont bien révélé à quel point il est crucial qu'un observateur qui applique la méthode suive scrupuleusement les indications dans la notice pour appliquer la méthode. En effet, bon nombre de biais s'expliquent par une lecture trop rapide de la notice par les observateurs.

Au-delà de la phase de test des prototypes de méthode, il est important de souligner qu'un des points forts de la méthode réside dans la mobilisation du SIG et de référentiels nationaux qui permettent de limiter les biais observateurs avec des mesures qui sont reproductibles d'un observateur à l'autre. Même si un observateur venait à commettre une erreur avec les référentiels sur SIG lors d'une évaluation, un autre observateur a quasiment toujours la possibilité de vérifier l'information relevée puis de la corriger via ces référentiels nationaux.

IX.4. Indépendance maximale à la phénologie et aux variations saisonnières

La méthode doit pouvoir être appliquée à toute période de l'année. Cependant, les caractéristiques pédologiques peuvent être influencées par la saison. **Dans la version finale de la méthode, il est donc recommandé d'effectuer la phase de terrain en dehors des périodes de sécheresse et/ou en dehors des périodes peu après des sécheresses ou de fortes intempéries.**

IX.5. Non recours aux experts

Les prototypes de la méthode ont été appliqués aussi bien par les auteurs de la méthode (considérés comme experts dans leurs champs disciplinaires respectifs ici) que des non-experts (par ex. personnels techniques, étudiants de Master 2). **Les tests sur les prototypes de méthode ont bien confirmé que le recours à des experts n'était pas indispensable pour appliquer la méthode.**

En plus, il convient de noter que le résultat de l'évaluation des fonctions du prototype de méthode 2015 était en général bien corrélé au résultat d'une évaluation sur dire d'experts (Buelhoff et Jaymond 2015).

IX.6. Accessibilité et fiabilité des données utilisées : indépendance aux informations des documents de police de l'eau

Les informations utilisées dans le cadre de la méthode sont en libre accès (RPG de l'ASP, hydroécorigions de l'Irstea, Masses d'eau superficielles et souterraines du SANDRE et des Agences de l'Eau, Carte géologique du BRGM, Geofla®) ou accessibles pour les organismes chargés d'une mission de service public (BD ORTHO® et BD TOPO®) ou par conventionnement auprès de ces organismes. L'accès aux informations sur la superficie du site et de la zone tampon artificiellement drainée par des drains souterrains est difficile à obtenir et l'indicateur est, par conséquent, rarement calculé. Les démarches qui peuvent être suivies pour obtenir ces informations devraient être renseignées. L'accès aux informations est également difficile lorsque les zones contributives s'étendent sur un espace transfrontalier, notamment dans le cas de l'évaluation de zones humides alluviales de la Garonne, du Rhin ou du Rhône (Giraud 2015). Ces aspects sont donc pris en compte dans la version finale de la méthode.

Les éventuelles limites à la fiabilité des données concernent l'utilisation du Registre Parcellaire Graphique (RPG) de l'Agence de services et de paiement (ASP) pour déterminer les superficies des milieux agricoles et la BD TOPO® pour déterminer les linéaires de cours d'eau. Les données du RPG sont issues des déclarations de la politique agricole commune (PAC) et constituent sans doute la meilleure représentation géo-localisée de l'espace agricole français (Cantelaube et Carles 2014). Cependant, certaines surfaces agricoles non déclarées ne sont pas recensées (par ex. certaines prairies permanentes) et les limites de polygones sont tracés par les exploitants.

La mesure du linéaire de cours d'eau repose sur la BD TOPO® de 2012. Il existe cependant trois référentiels du réseau hydrographique en France : BD CARTHAGE® produit conjointement par les Agences de l'Eau et l'IGN, la couche hydrographique de la BD TOPO® et le trait bleu continu ou discontinu des cartes SCAN 25® 1/25 000. La mise en œuvre de la méthode a révélé que les données issues de ces référentiels sont parfois incohérentes : cours d'eau référencés inexistant (par ex. enterrement de cours d'eau en tête de bassin versant, reméandrage) ou cours d'eau existants non référencés. A terme, la BD TOPAGE®, nouveau référentiel hydrographique coproduit par l'IGN, l'Onema, le SANDRE et les Agences de l'Eau pourrait être utilisée. En partant de la BD CARTHAGE®, cette nouvelle base de donnée vise à être compatible avec la BD TOPO® et à être plus fiable (précision, continuité du réseau) sur l'ensemble du territoire nationale.

IX.7. Résultat fondé scientifiquement, synthétique et compréhensible par des publics techniques et non techniques

Lors des phases de tests, les observateurs ont été satisfaits par la clarté de la notice et par la praticité de la fiche d'évaluation où le calcul des indicateurs est intégré et automatisé. Cependant, ils ont indiqué la nécessité de créer un lien entre le présent document, la notice et le tableur du prototype 2015 pour permettre une meilleure compréhension et appropriation de la méthode dans son ensemble par un observateur occasionnel. **La parution d'un guide et protocole dans les collections de l'Onema, spécifiquement dédié à la méthode (Gayet *et al.* 2016) répond à ce besoin.**

Les résultats de la méthode ont également été comparés avec ceux obtenus lors d'une évaluation plus poussée des fonctions et avec un classement « à dire d'experts » (Buelhoff et Jaymond 2015). La boîte à outils RhoMÉO de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse contient treize indicateurs qui visent à évaluer l'hydrologie, la biogéochimie, la biologie et les pressions d'artificialisation et agricoles d'un site sur la base de mesures sur plusieurs années (Collectif RhoMÉO 2014). Pour les indicateurs se rapportant à l'environnement du site, une cohérence entre les différents résultats (méthode développée ici, programme RhoMÉO, classement à dire d'experts) a été observée. Pour les fonctions hydrologiques, une cohérence a également été observée. En revanche, les indicateurs des fonctions biogéochimiques testés ne présentent pas de correspondance, ni avec RhoMÉO, ni avec le dire d'experts et il en est de même pour ceux en rapport avec les fonctions d'accomplissement des cycles biologiques (approche différente de la présente méthode, RhoMÉO exige de relever des informations faisant souvent appel à des compétences naturalistes). L'étalonnage des indicateurs et les paramètres mesurés ont donc pu être révisés sur la base des comparaisons réalisées.

Dans l'ensemble, des améliorations ont été incluses dans cette version de la méthode en révisant les terminologies (par ex. nom des indicateurs, nom des systèmes

hydrogéomorphologiques), les formules employées pour calculer les indicateurs, l'interprétation des indicateurs et en améliorant la mise en forme du résultat de l'évaluation pour qu'un public technique et non technique ait facilement accès aux réponses à la question à laquelle doit répondre la méthode.

X. Principales limites de la méthode

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître les limites de la méthode (voir partie A. section 5. Limites de la méthode).

XI. Autres applications éventuelles de la méthode

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître les autres applications possibles de la méthode (voir partie A. section 6. Perspectives).

XII. Principales perspectives

Consultez le Guide et protocoles dédié à la méthode pour connaître les principales perspectives à l'issue de ce travail (voir partie A. section 6. Perspectives).

**Annexe I : Interdépendance entre les fonctions⁴⁵ réalisées par les zones humides et
prédisposition de différents types de zones humides à les réaliser**

Extrait du tableau sur des interactions entre quelques fonctions dans une même zone humide
(d'après Adamus *et al.* 1991).

	GWR	GWD	FFA	SS	S/TR	NR/T
Recharge en eaux souterraines (GWR)		0	*	0	X	0
Décharge en eaux souterraines (GWD)	0		0	X	X	0
Altération du débit de crue (FFA)	*	X		*	0	*
Stabilisation des sédiments (SS)	0	X	*		*	0
Rétention des sédiments toxiques (S/TR)	0	0	*	*		*
Elimination, transformation des nutriments (NRT)	*	0	*	*	*	

*	Compatible	X	Conflit probable	0	Pas d'interactions importantes ou effets inconnus	
---	------------	---	------------------	---	---	--

Croisement et interactions entre fonctions des zones humides (adaptée de Adamus *et al.* 1983).

	Recharge de nappes	Décharge eaux souterraines	Stabilisation des rivages	Dissipation des forces érosives	Contrôle des crues	Rétention des sédiments	Rétention, élimination nutriments	Support chaînes trophiques	Habitat : poissons	Habitat : faune sauvage	Récréation active	Valeur patrimoniale
Recharge de nappes					++		++	-	-	-	-	
Décharge eaux souterraines			-		--		±	++	±	++	++	++
Stabilisation des rivages	±	-		++	+	++	±	±	±	++	++	++
Dissipation des forces érosives					++	++	++	±	±	++	++	++
Contrôle des crues	++	±	+	++		++	++	±	±	++	±	
Rétention des sédiments	--	--	++	++	±		++	±	±	±	+	-
Rétention, élimination nutriments			++	++	++	++		±	±	±	±	
Support chaînes trophiques							-		±	±	±	
Habitat : poissons			-	-		-	±	+		±	++	++
Habitat : faune sauvage			-	-					+		+	++
Récréation active			--	--		-	-		-	--		
Valeur patrimoniale	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	-	

-- Incompatible - Parfois incompatible ± Effets très variable ++ Amplification
+ Parfois amplification Case vide, pas d'interaction ou effet connu

⁴⁵ Notez que la définition des fonctions dans les documents cités dans l'Annexe diffère parfois de celle adoptée dans cette méthode (voir la définition adoptée par la méthode dans la section 1.5). Dans les documents présentés dans l'Annexe, les « fonctions » comme les nomment les auteurs cités incluent parfois les aspects relatifs aux dommages et bénéfices pour la société associés aux zones humides.

Fonctions et valeurs associées à différents types de milieux humides (d'après Dugan 1990).

	Estuaires	Mangroves	Côtes ouvertes	Plaines inondables	Marais d'eau douce	Lacs	Tourbières	Forêts marécageuses
Fonctions								
Alimentation des eaux souterraines	○	○	○	■	■	■	●	●
Emergence des eaux souterraines	●	●	●	●	■	●	●	■
Prévention des inondations	●	■	○	■	■	■	●	■
Stabilisation du littoral/lutte contre l'érosion	●	■	●	●	■	○	○	○
Rétention des sédiments/produits toxiques	●	■	●	■	■	■	■	■
Rétention d'éléments nutritifs	●	■	●	■	■	●	■	■
Stabilisation de microclimats	○	●	○	●	●	●	○	●
Voie de communication	●	●	○	●	○	●	○	○
Activités récréatives/touristiques	●	●	■	●	●	●	●	●
Produits								
Ressources forestières	○	■	○	●	○	○	○	■
Ressources en espèces sauvages	■	●	●	■	■	●	●	●
Ressources halieutiques	■	■	●	■	■	■	○	■
Ressources fourragères	●	●	○	■	■	○	○	○
Ressources agricoles	○	○	○	■	●	●	●	○
Alimentation en eau	○	○	○	●	●	■	●	●
Attributs								
Diversité biologique	■	●	●	■	●	■	●	●
Originalité/patrimoine culturel	●	●	●	●	●	●	●	●

○ = absente ou exceptionnelle ● = présente ■ = fréquente et importante

Intérêt de différents types de zones humides pour réaliser les fonctions hydrologiques et biogéochimiques selon le (Forum des Marais Atlantiques 2014).

Typologie SDAGE	Régulation des inondations	Protection contre les intrusions marines	Soutien des étiages, recharge des nappes d'eau	Ralentissement des ruissellements et dissipation des forces érosives	Rétention des matières en suspension	Régulation des nutriments	Stockage du carbone
1 et 2 : baies et estuaires							
3 : marais et lagunes côtiers							
4 : marais saumâtres aménagés							
5 et 6 : bordures de crs d'eau et plaine allu.							
7 : ZH de bas fonds en tête de bassin							
8 : région d'étangs							
9 : bordures de plans d'eau							
10 : marais et landes humides							
11 : ZH liées à un plan d'eau ponctuel							
12 : marais agricoles aménagés							
13 : zones humides aménagées diverses							

Vert : Intérêt important Jaune : Intérêt moyen Orange : Intérêt négatif Gris : Pas d'intérêt avéré

Annexe II : Convention Onema-MNHN 2013-2015

ANNEXE Convention Onema- MNHN, 2013-2015

Action n° 14 - Mise en place d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides

1. Contexte de l'action dont travaux antérieurs

Les SDAGE approuvés fin 2009 ont mis en avant la nécessité de restaurer les fonctionnalités des milieux aquatiques et humides. En particulier, les règles concernant la correction ou la compensation d'aménagements entraînant la dégradation ou la destruction de zones humides sont renforcées, avec un taux de compensation pouvant aller jusqu'à 200%, et demandant dans ce cadre une restauration ou création de zones humides à « fonctionnalité équivalente ».

L'entrée en vigueur des SDAGE en 2010 se traduit par l'obligation pour les services de l'Etat d'émettre des prescriptions sur ce point dans le cadre de l'instruction des dossiers loi sur l'eau et ICPE.

Dans ce contexte, le MNHN s'attachera à l'élaboration de propositions de méthodes d'évaluation rapide des fonctions des zones humides adaptées au contexte français métropolitain, aux milieux spécifiques identifiés et aux objectifs visés.

Pour ce faire, le MNHN s'appuiera sur ses analyses comparatives des méthodes utilisées pour

- (1) évaluer les fonctions écologiques, au sens large, des zones humides » (Convention MNHN/ONEMA 2011),
- (2) compenser la destruction de zones humides » (convention MNHN/ONEMA 2010), et
- (3) construire une grille opérationnelle de lecture – mesures compensatoires ZH – (convention MNHN/ONEMA, 2012)

pour aider les agents de l'Onema dans leur mission d'expertise des dossiers d'incidences.

Le MNHN s'appuiera également sur les travaux initiés en 2010 par le cabinet Biotope, en partenariat avec le CNRS et IRSTEA, concernant la comparaison de méthodes rapides d'évaluation des fonctions des zones humides en région Rhône Alpes (financement du Conseil Général de l'Isère, de la région Rhône Alpes) et l'analyse de la fiabilité et des techniques de restauration de ces fonctions applicables dans le cadre de la compensation (financement CNRS IngEcoTech). Le MNHN pourra par ailleurs bénéficier des synergies entre ces recherches et le programme « Rhomeo » qui vise à mettre en œuvre un observatoire de l'évolution du bon état des zones humides du bassin Rhone Méditerranée.

2. Description de l'action : étapes et calendrier

Construction de la (des) méthode (s) selon un processus itératif (construction de la méthode, test terrain, modification de la méthode test terrain etc.) et participatif (sollicitation d'experts, des pôles-relais, de scientifiques, de bureaux d'étude).

Le cadre de l'approche sera limité pour cette convention aux milieux suivants :

- vallées alluviales
- zones humides de tête de bassin (jonchaie, cariçaie)
- marais atlantiques (mouillés, desséchés)

Il est prévu une dizaine de sites test pour chaque type de zones humides. Le groupe de travail définira si l'ensemble des trois types sont traités en parallèles ou l'un après l'autre.

- en 2013

- Signature de la convention de R&D entre MNHN et Biotope
- Structuration du groupe de travail
- Construction d'un ou deux « prototypes » de méthode, ciblée pour un milieu donné, définition d'un ensemble de critères et indicateurs à tester
- Après sélection des sites, une première phase de test pourrait être calée fin d'été, automne 2013.
- Analyse des retours de la phase terrain

- en 2014

- Version 1.1 améliorée du prototype,

- Deuxième phase de test
- Analyse des retours de terrain
- Construction de la version2 de la méthode
- Elaboration de la version 1 des guides méthodologiques et d'application
 - **en 2015**
- Mise à disposition des méthodes V2, via notamment une diffusion à travers le « référentiel milieu aquatique »
- Analyse des retours des agents de terrain et bureaux d'étude sollicités par ONEMA,
- Modification pour une version finale fin 2015
- Version finale des guides.

3. Livrables attendus et jalons (préciser le trimestre et l'année)

2013

- T2 : Version1 de la méthode
- T4 : Définition de sites tests
- T4 : Analyse des retours de la 1^{ère} phase de tests

2014

- T2 : Version1.1 de la méthode
- T4 : Analyse des retours de la 2nd phase de tests
- T4 : version 1 des guides méthodologique et d'application

2015

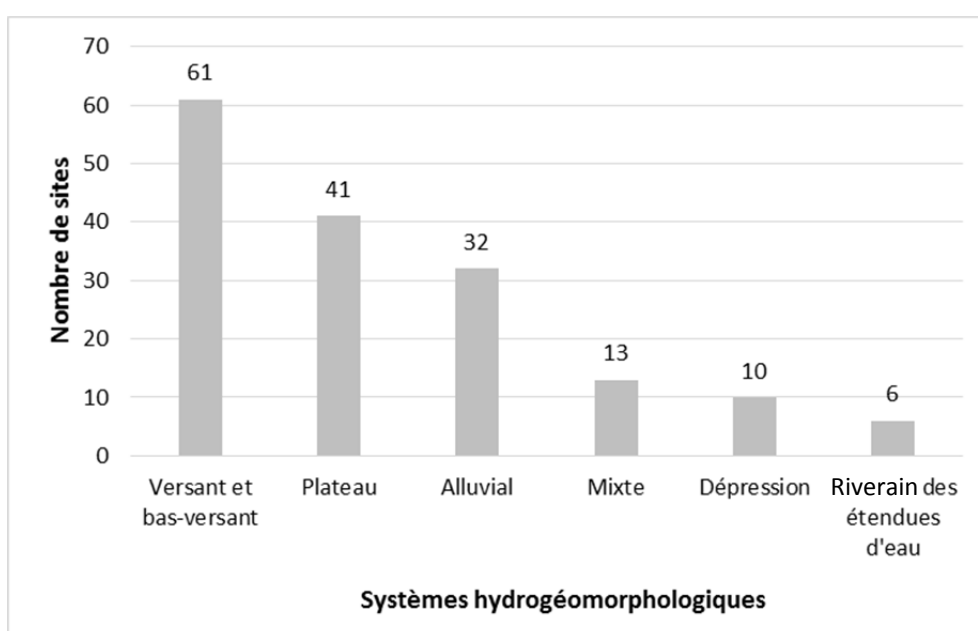
- T2 : Elaboration de la version 2 des méthodes et mise à disposition
- T3 : Analyse des retours des tests des agents ONEMA et Bureau d'étude
- T4 : Version finale des méthodes élaborées pour les 3 types de milieux
- T4 : version finale des guides

4. Perspectives de l'action (le cas échéant)

Réflexions et engagements sur d'autres types de milieux de zones humides

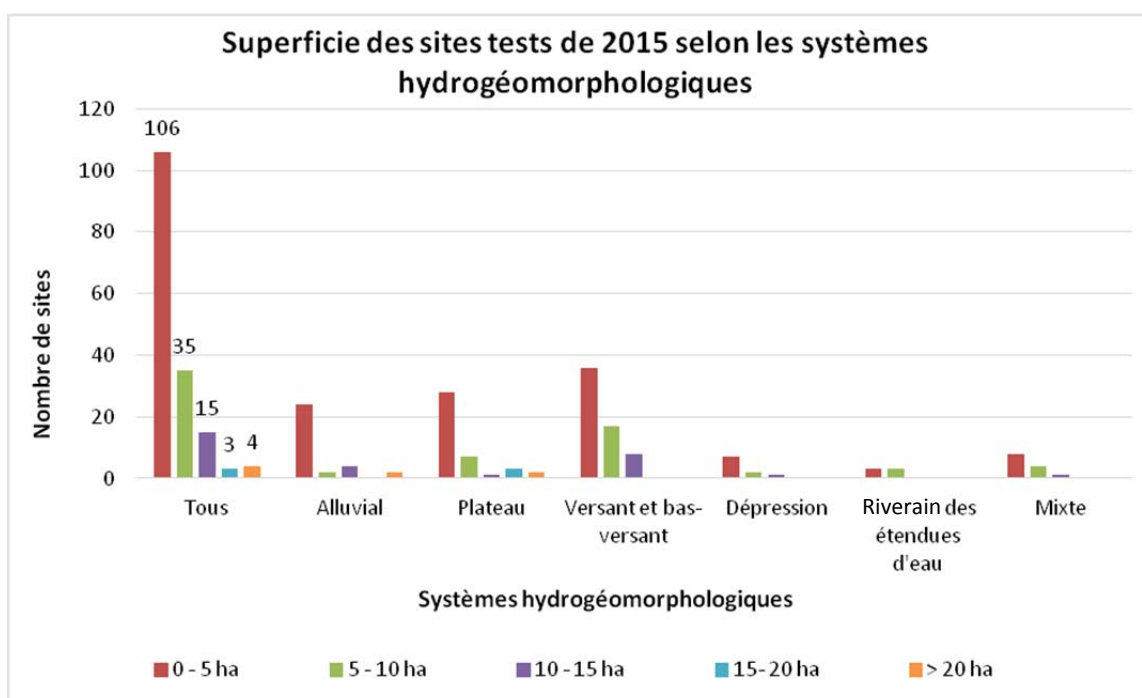
Annexe III : Superficie des sites tests de 2015 et de leurs zones contributives par système hydrogéomorphologique

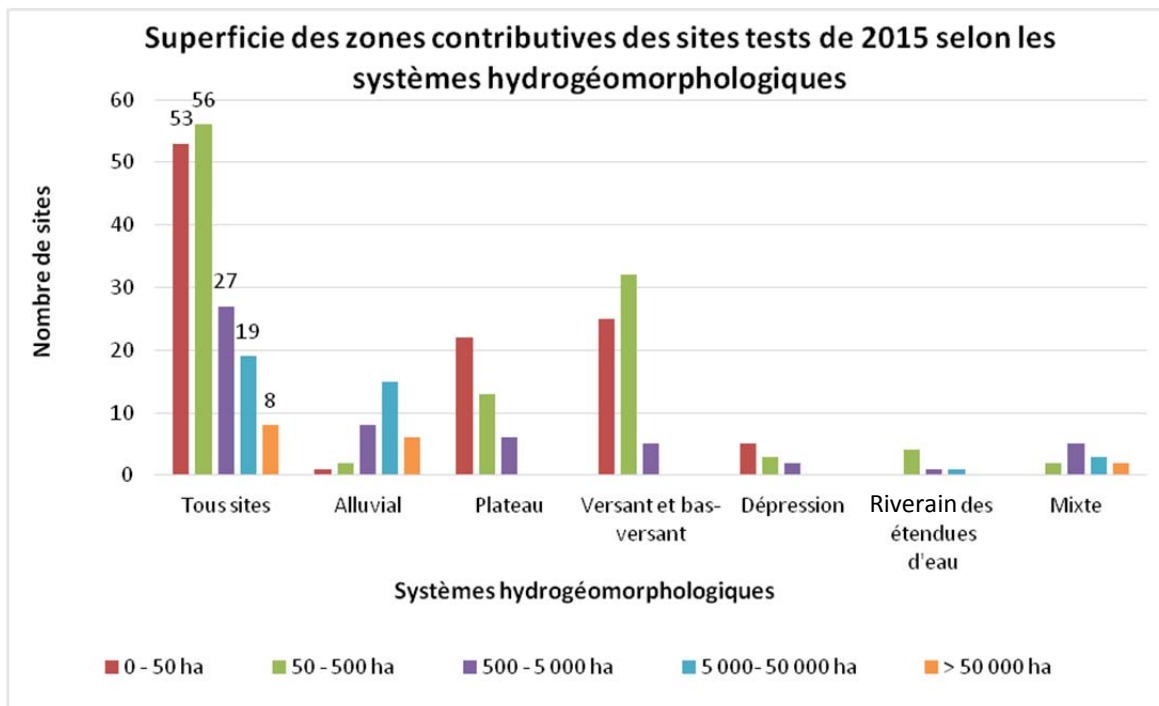
Tous les systèmes hydrogéomorphologiques sont représentés dans l'échantillon de sites tests de 2015. Les sites tests sont majoritairement des zones humides de « versant et bas-versant » (n = 61 sites), de « plateau » (n = 41 sites) ou « alluviaux » (n = 32 sites) (section IV.3.1., classification de Brinson 1993a et Brinson 1993b). Seuls quelques sites sont localisés dans des dépressions (n = 10 sites) et en bordure de plans d'eau (n = 6 sites). Des sites mixtes (par ex. alluvial/versant et bas-versant, alluvial/riverain des étendues d'eau ou versant et bas-versant/riverain des étendues d'eau) ont également été évalués. L'importance des zones humides de versant et bas-versant peut être liée à la stratégie d'échantillonnage à l'échelle du territoire. Le nombre de zones humides de versant et bas-versant est particulièrement important en région Rhône-Alpes (n = 29 sites/75 évalués), en région Midi-Pyrénées (n = 9/18 sites) et en région Lorraine (n = 6/16 sites). Ces régions comprennent des massifs montagneux tels que les Alpes, les Pyrénées ou les Vosges où les zones humides de versant et bas-versant sont vraisemblablement nombreuses.



La superficie (moyenne \pm erreur standard) des sites tests de 2015 est de $5,41 \pm 0,61$ ha. La superficie moyenne des zones contributives est de $28\,113 \pm 15\,637$ ha et la superficie moyenne des paysages est de $424,4 \pm 6,8$ ha. L'altitude des sites tests est de 692 ± 59 m. La superficie moyenne élevée des zones contributives est liée à l'existence de sites (n = 8) ayant une zone contributive de plus de 50 000 ha tandis que la majorité des sites (n = 109) ont des zones contributives d'une superficie inférieure à 500 ha. Les zones contributives les plus vastes sont mesurées pour les sites alluviaux tandis que les sites de plateau ou de versants et bas-versants ont des zones contributives de faible superficie. Les paysages des sites tests ont des superficies peu variables en lien avec leur définition (c'est-à-dire le paysage du site est constitué par une zone tampon dont le rayon est de 1 km autour de son périmètre qui inclut le site).

	Superficie du site (ha)	Superficie du paysage (ha)	Superficie de la zone contributive (ha)
Valeur minimale :	0,41	333,98	1,25
Valeur maximale :	80,67	1101,45	2447770,77
Premier quartile :	1,53	377,13	24,59
Médiane :	3,40	406,57	146,07
Troisième quartile :	6,50	450,00	925,55
Valeur moyenne :	5,41	424,44	28113,27
Ecart-type :	7,81	87,45	199636,53
Erreur-standard :	0,61	6,85	15636,74





Annexe IV : Méthodologie utilisée pour la typologie des sites en fonction de leurs caractéristiques ou des caractéristiques de leur environnement

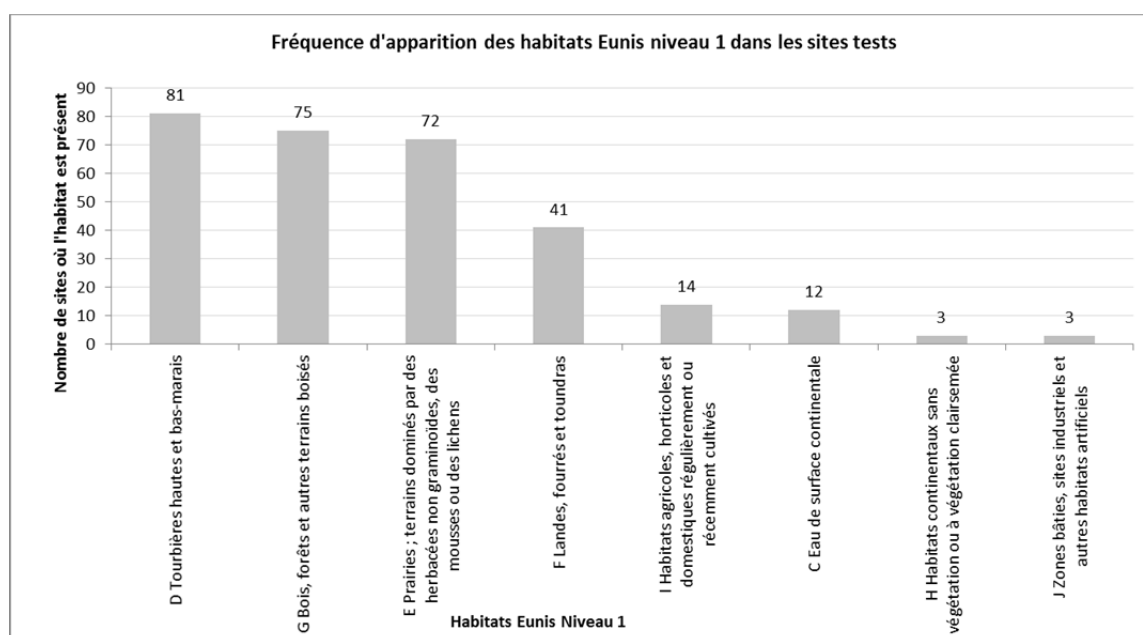
La typologie des sites (n individus) en fonction de leurs caractéristiques telles que les proportions des habitats EUNIS niveau 1 dans le site (p variables) est réalisée à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP) suivie d'une classification hiérarchique appliquée aux résultats de l'ACP et d'un partitionnement des sites en classes. Le logiciel R et le package « FactoMineR » ont été utilisés pour l'analyse de données (Husson *et al.* 2010).

L'ACP est une méthode descriptive qui permet de décrire le jeu de données (n individus, p variables) et de résumer l'information contenue dans le tableau de données, non directement interprétable. L'ACP permet également de réduire le tableau de données et le « bruit », préalablement à la CAH. L'ACP consiste à transformer les p variables d'origine, souvent liées entre elles, en nouvelles variables dé-corrélées les unes des autres, appelées composantes principales, ou axes factoriels. Le logiciel renvoie ainsi p composantes principales ordonnées par pourcentage d'information totale restituée. Le résultat graphique de l'ACP est un plan factoriel défini par deux axes qui sont les deux composantes principales de l'analyse où sont représentés les variables et les individus. La fonction PCA permet de réaliser l'analyse en composantes principales.

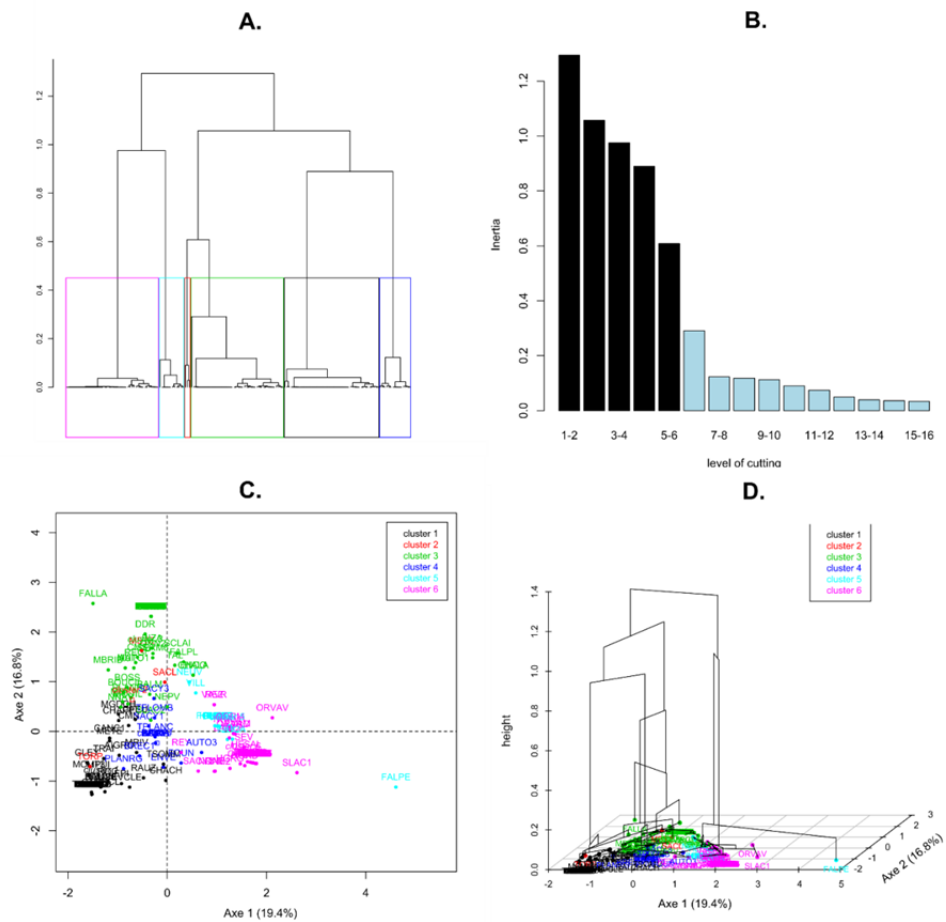
La CAH à partir d'une ACP est une méthode de classification statistique qui rassemble les individus selon un critère de ressemblance défini au préalable qui s'exprime sous la forme d'une matrice des distances entre les individus pris deux à deux. La partition et la CAH sont fondées sur la méthode de Ward (Husson *et al.* 2010). La CAH est dite « ascendante » car elle part des observations individuelles et « hiérarchique » car elle produit des classes de plus en plus vastes. Deux observations identiques auront une distance nulle. Plus les deux observations seront dissemblables, plus la distance sera importante. La CAH va ensuite rassembler les individus de manière itérative afin de produire un dendrogramme ou arbre de classification. En découpant cet arbre à une certaine hauteur choisie, on produira la partition désirée. Les classes peuvent ensuite être décrites par les p variables, les p axes factoriels ou les n individus. La fonction HCPC (Classification Hiérarchique sur Composantes Principales) permet de réaliser une classification non supervisée des individus et combine les facteurs principaux, la classification hiérarchique et le partitionnement pour mieux visualiser et mettre l'accent sur les similarités entre individus (Husson *et al.* 2010).

Annexe V : Description et typologie des habitats EUNIS niveau 1 dans les sites tests

A l'exception des habitats marins (A) et côtiers (B), tous les habitats EUNIS niveau 1 sont représentés dans les sites tests de 2015. L'absence d'habitats marins et côtiers dans les sites tests est cohérente avec le champ d'application de la méthode puisque les milieux littoraux saumâtres et salés sont exclus de son champ d'application. La figure ci-dessous présente le nombre de sites où ont été observés les habitats EUNIS niveau 1. Les tourbières hautes et bas-marais (D), les bois, forêts et autres terrains boisés (G) et les prairies ; terrains dominés par des herbacées non graminoides, mousses ou des lichens (E) sont les plus représentés. Les habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés (I) et les zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels (J) ne sont présents que sur quelques sites. La typologie des sites en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 1 présents à l'intérieur du site a été construite par ACP/CAH comme décrit dans l'annexe IV.



La figure et le tableau ci-après présentent les résultats de la CAH et du partitionnement des sites tests en classes en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 1. Le diagramme A présente l'arbre hiérarchique où les 6 classes sont matérialisées par des rectangles de couleur. Le niveau de coupure « optimal » en 6 classes est proposé sur la base d'une partition ayant la plus grande perte relative d'inertie (diagramme B). Le diagramme C présente le plan factoriel (1,2) où les sites sont coloriés en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. Le diagramme D est une représentation en 3 dimensions de l'arbre hiérarchique sur le premier plan factoriel.



Le tableau ci-après présente la description des classes par les variables. Les 49 sites appartenant à la classe 1 sont majoritairement tourbeux ; les 44 sites appartenant à la classe 6 sont majoritairement prairiaux ; les 42 sites appartenant à la classe 3 sont majoritairement boisés. Les autres classes sont caractérisées par la présence d'habitats cultivés, d'habitats sans végétation ou de landes et fourrés. Les informations sur les systèmes HGM des sites tests et la typologie établie montrent que les sites de versant et bas-versant (n = 61) sont majoritairement tourbeux (41%), prairiaux (20%) et boisés (18%). Les zones humides de plateau (n = 41) sont principalement des habitats prairiaux (34%) ou boisés (24%). Les zones humides alluviales (n = 32) sont également principalement des habitats prairiaux (44%) et boisés (37,5%). Les zones humides de dépression (n = 10) sont principalement des habitats tourbeux (60%).

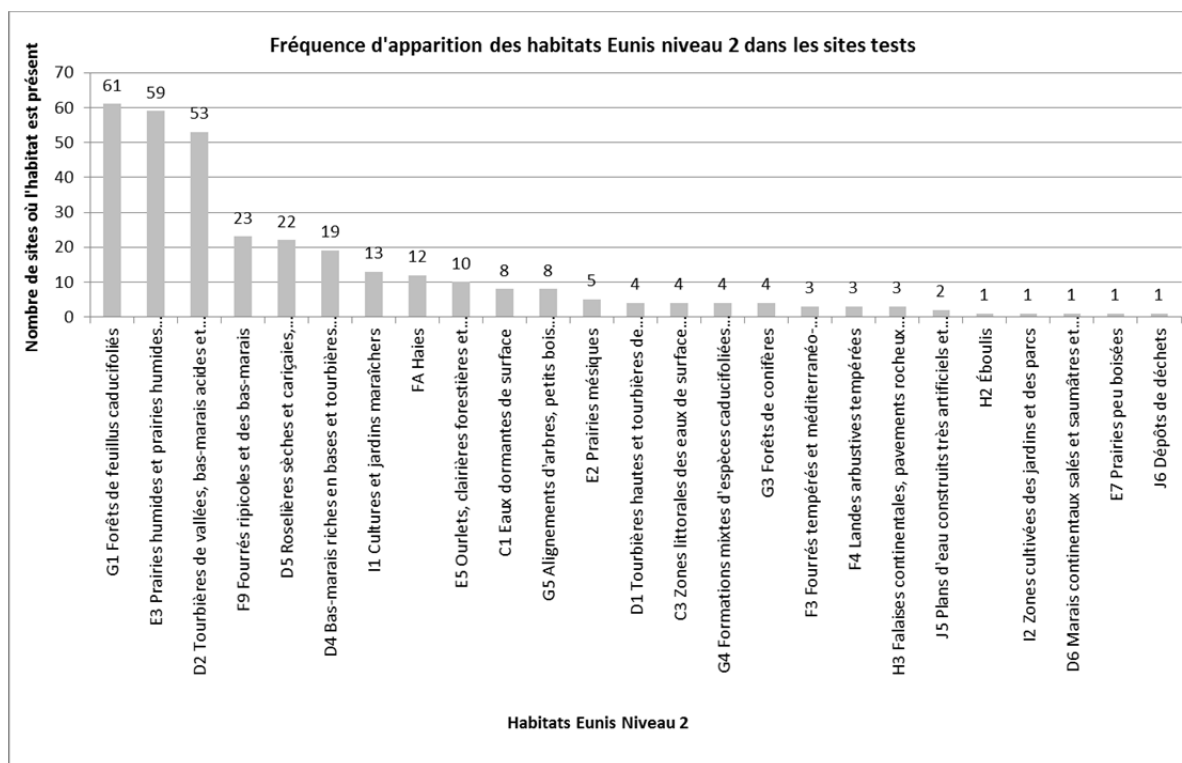
Habitat EUNIS niveau 1	V-test ⁴⁶	Classe		Tous sites		p.value ⁴⁷
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	
Classe 1 (n = 49) – « Habitats tourbeux »						
D. Tourbières hautes et bas-marais	11,60	86,52	18,06	31,58	39,51	3,93.10 ⁻³¹
I. Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés	-2,33	0,00	0,00	5,86	20,99	1,98.10 ⁻²
G. Boiselements, forêts et autres terrains boisés	-4,50	5,99	12,29	24,80	34,89	6,81.10 ⁻⁶
E. Prairies, terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens	-5,29	3,90	10,19	28,60	38,97	1,23.10 ⁻⁷
Classe 2 (n = 3) – « Présence d'habitats sans végétation »						
H. Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée	11,84	18,37	7,18	0,34	2,65	2,43.10 ⁻³²
Classe 3 (n = 42) – « Habitats boisés »						
G. Boiselements, forêts et autres terrains boisés	11,30	77,40	22,39	24,80	34,89	1,26.10 ⁻²⁹
C. Eau de surface continentale	2,13	2,44	10,62	0,83	5,67	3,28.10 ⁻²
I. Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés	-2,09	0,00	0,00	5,86	20,99	3,63.10 ⁻²
F. Landes, fourrés et toundras	-2,12	1,81	5,80	7,86	21,35	3,37.10 ⁻²
D. Tourbières hautes et bas-marais	-3,61	12,57	16,75	31,58	39,51	3,08.10 ⁻⁴
E. Prairies, terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens	-4,39	5,78	11,67	28,60	38,97	1,13.10 ⁻⁵
Classe 4 (n = 13) – « Habitats dominés par les landes »						
F. Landes, fourrés et toundras	11,65	74,22	23,41	7,86	21,35	2,41.10 ⁻³¹
G. Boiselements, forêts et autres terrains boisés	-2,03	5,95	10,73	24,80	34,89	4,29.10 ⁻²
Classe 5 (n = 12) – « Habitats agricoles cultivés »						
I. Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés	12,05	76,33	23,58	5,86	20,99	2,01.10 ⁻³³
J. Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels	3,06	1,08	3,59	0,13	1,12	2,24.10 ⁻³
D. Tourbières hautes et bas-marais	-2,87	0,00	0,00	31,58	39,51	4,12.10 ⁻³
Classe 6 (n = 44) – « Habitats prairiaux »						
E. Prairies, terrains dominés par des herbacées non graminoides, des mousses ou des lichens	11,90	88,52	14,80	28,60	38,97	1,18.10 ⁻³²
F. Landes, fourrés et toundras	-2,27	1,59	3,07	7,86	21,35	2,31.10 ⁻²
G. Boiselements, forêts et autres terrains boisés	-4,29	5,46	11,39	24,80	34,89	1,78.10 ⁻⁵
D. Tourbières hautes et bas-marais	-5,55	3,24	8,48	31,58	39,51	2,81.10 ⁻⁸

⁴⁶ V-test : la valeur test correspond à l'écart entre la moyenne dans la classe et la moyenne générale exprimée en nombre d'écart-types. Plus la valeur absolue de V-test est grande, plus la variable p caractérise la classe.

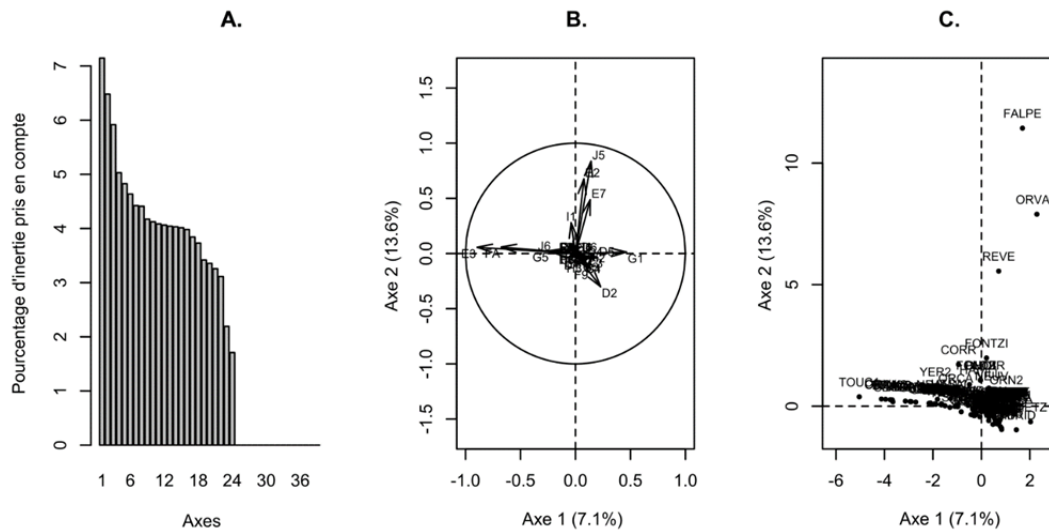
⁴⁷ Une valeur de test (Fischer) est calculée pour chaque classe et chaque variable. Plus ce test est significatif, plus la classe considérée et la variable sont liées.

Annexe VI : Description et typologie des habitats EUNIS niveau 2 dans les sites tests

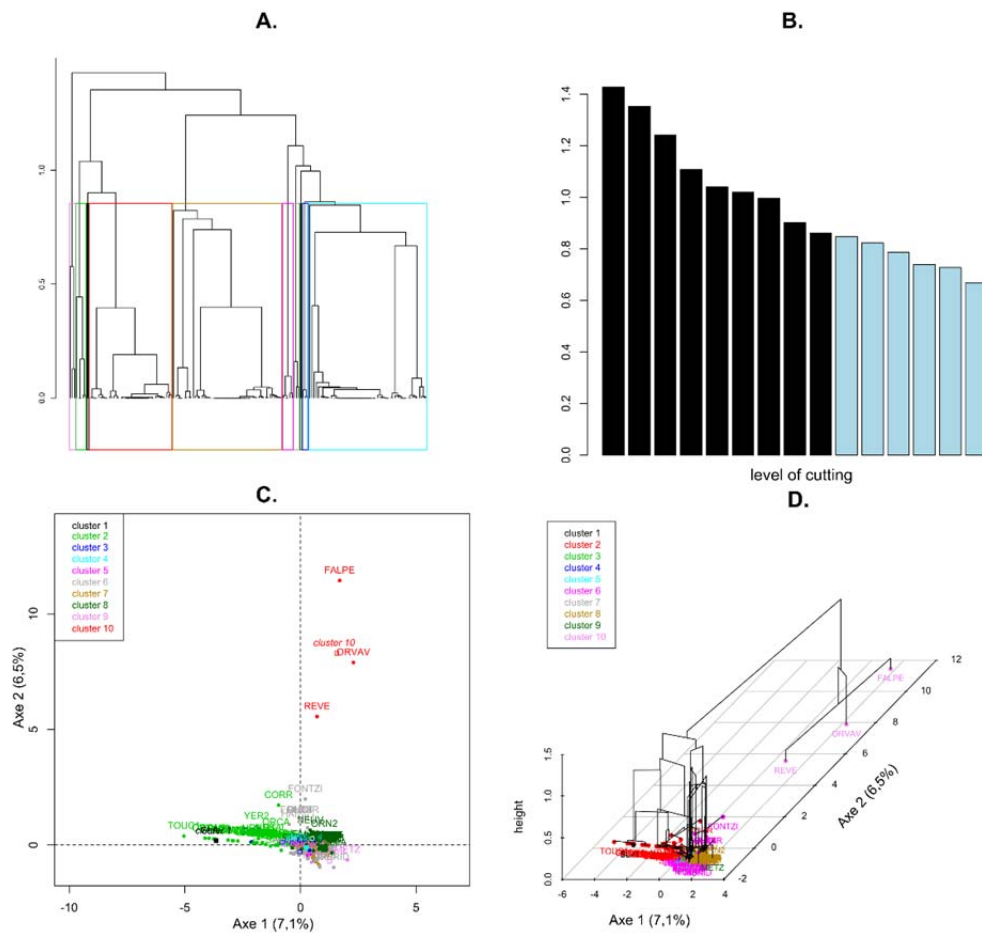
La figure ci-après présente le nombre de sites où ont été observés les différents habitats EUNIS niveau 2. Les forêts de feuillus caducifoliés (G1), les prairies humides et prairies humides saisonnières (E3) et les tourbières de vallées, bas-marais acides et tourbières de transition (D2) sont les habitats les plus fréquemment observés dans les sites tests. Ces informations permettent de préciser celles présentées dans l'annexe V. Certains habitats tels que les pelouses sèches (E1), les pelouses alpines et subalpines (E4) ou encore les forêts de feuillus sempervirents n'ont pas été observés dans les sites tests de 2015. La typologie des sites en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 2 présents à l'intérieur du site a été construite par ACP/CAH comme décrit dans l'annexe IV.



La figure ci-après présente les résultats de l'ACP. Le diagramme (A) présente le pourcentage d'information porté par chaque axe de l'ACP. Les seize premiers axes portent ainsi 75% de l'information et ont été conservés pour le reste de l'analyse. Le diagramme des variables (B) présente les corrélations entre variables et axes. Le premier axe est négativement corrélé avec la proportion de prairies humides et prairies humides saisonnières (E3). Le second axe est fortement corrélé avec la proportion de plans d'eau construits (J5) et de prairies mésiques (E2). Le troisième axe est fortement corrélé avec la proportion de tourbières de vallées (D2) et de forêts de feuillus (G1). Le diagramme des individus (C) présente les relations entre individus et axes factoriels. Il est difficile de conclure quant aux similarités entre individus sur le seul plan factoriel (1,2). Le dendrogramme issu de la CAH et le partitionnement en classes permettent de visualiser et caractériser les similarités entre sites.



La figure et le tableau ci-après présentent les résultats de la CAH et du partitionnement des sites tests en classes en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 2. Le diagramme A présente l'arbre hiérarchique où les 10 classes sont matérialisées par des rectangles de couleur. Le niveau de coupe « optimal » en 10 classes est proposé sur la base d'une partition ayant la plus grande perte relative d'inertie (diagramme B). Le diagramme C présente le plan factoriel (1,2) où les sites sont coloriés en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. Le diagramme D est une représentation en 3 dimensions de l'arbre hiérarchique sur le premier plan factoriel.



Le tableau ci-après présente la description des classes par les variables. Les 54 sites appartenant à la classe 6 abritent des tourbières de vallées, des bas-marais acides, des tourbières de transition ainsi que des fourrés ripicoles. Les 49 sites de la classe 8 abritent des forêts de feuillus caducifoliés. Les 40 sites de la classe 2 abritent des prairies humides. Cette typologie permet donc de préciser celle établie dans l'annexe V. Les informations sur les systèmes HGM des sites tests et la typologie établie montrent que les sites de versant et bas-versant ($n = 61$) sont majoritairement tourbeux (classe 6) dans 43% des cas. Les zones humides de plateau ($n = 41$) sont principalement des habitats de prairies humides (21%) ou boisés (21%).

Habitats EUNIS niveau 2	V-test ⁴⁸	Classe		Tous sites		p.value ⁴⁹
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	
Classe 1 (n = 1) – « Dépôts de déchets »						
J6. Dépôts de déchets	12,73	3,50	0,00	0,02	0,27	4,14.10 ⁻³⁷
Classe 2 (n = 40) – « Prairies humides »						
E3. Prairies humides et prairies humides saisonnières	11,70	85,45	18,19	24,56	37,77	1,24.10 ⁻³¹
FA. Haies	5,52	1,25	2,26	0,31	1,24	3,33.10 ⁻⁸
G5. Alignements d'arbres	1,99	1,81	4,72	0,72	3,96	4,64.10 ⁻²
F9. Fourrés ripicoles et des bas-marais	-2,12	0,25	1,56	5,07	16,52	3,41.10 ⁻²
D2. Tourbières de vallées, bas-marais acides et tourbières de transition	-3,86	1,91	6,47	21,27	36,45	1,16.10 ⁻⁴
G1. Forêts de feuillus caducifoliés	-3,93	3,13	9,15	21,96	34,76	8,39.10 ⁻⁵
Classe 3 (n = 5) – « Ourlets et forêts de conifères »						
E5. Ourlets, clairières forestières et peuplements de grandes herbacées non graminoides	9,53	54,00	39,80	2,35	12,28	1,65.10 ⁻²¹
G3. Forêts de conifères	7,48	27,40	33,99	1,09	7,96	7,33.10 ⁻¹⁴
G5. Alignements d'arbres	4,16	8,00	16,00	0,72	3,96	3,21.10 ⁻⁵
Classe 4 (n = 1) – « Zones cultivées des jardins et des parcs »						
I2. Zones cultivées des jardins et des parcs	12,73	100,00	0,00	0,61	7,81	4,14.10 ⁻³⁷
Classe 5 (n = 3) – « Tourbières hautes »						
D1. Tourbières hautes et tourbières de couverture	12,34	81,00	17,38	1,60	11,21	5,47.10 ⁻³⁵
Classe 6 (n = 54) – « Tourbières de vallées »						
D2. Tourbières de vallées, bas-marais acides et tourbières de transition	9,54	60,09	40,87	21,27	36,45	1,42.10 ⁻²¹
F9. Fourrés ripicoles et des bas-marais	4,51	13,39	26,23	5,07	16,52	6,42.10 ⁻⁶
I1 Cultures et jardins maraîchers	2,85	11,50	30,18	5,25	19,65	4,36.10 ⁻³
FA. Haies	-2,22	0,00	0,00	0,31	1,24	2,66.10 ⁻²
D5. Roselières sèches et cariçaias, normalement sans eau libre	-2,47	0,12	0,88	4,33	15,28	1,37.10 ⁻²
E3. Prairies humides et prairies humides saisonnières	-4,60	5,16	12,53	24,56	37,77	4,23.10 ⁻⁶
G1. Forêts de feuillus caducifoliés	-4,73	3,59	10,15	21,96	34,76	2,21.10 ⁻⁶
Classe 7 (n = 5) – « Landes arbustives et formations mixtes d'espèces caducifoliés et de conifères »						
F4. Landes arbustives tempérées	9,63	52,96	45,11	1,62	12,08	6,24.10 ⁻²²
G4. Formations mixtes d'espèces caducifoliées et de conifères	9,25	31,24	28,44	1,04	7,40	2,34.10 ⁻²⁰
Classe 8 (n = 49) – « Forêts de feuillus caducifoliés »						
G1. Forêts de feuillus caducifoliés	10,04	63,80	34,76	21,96	34,76	9,74.10 ⁻²⁴
D5. Roselières sèches et cariçaias, normalement sans eau libre	4,99	13,46	25,35	4,33	15,28	6,09.10 ⁻⁷
D4. Bas-marais riches en bases et tourbières des sources calcaires	4,38	12,90	27,40	4,35	16,30	1,21.10 ⁻⁵
FA. Haies	-2,06	0,00	0,00	0,31	1,24	3,89.10 ⁻²
D2. Tourbières de vallées, bas-marais acides et tourbières de transition	-4,78	0,41	2,22	21,27	36,45	1,79.10 ⁻⁶
E3. Prairies humides et prairies humides saisonnières	-4,82	2,76	8,94	24,56	37,77	1,46.10 ⁻⁶
Classe 9 (n = 2) – « Falaises continentales »						
H3. Falaises continentales, pavements rocheux et affleurements rocheux	9,29	17,05	11,05	0,31	2,56	1,59.10 ⁻²⁰
H2. Eboulis	8,97	2,50	2,50	0,03	0,39	2,91.10 ⁻¹⁹
Classe 10 (n = 3) – « Prairies mésiques »						

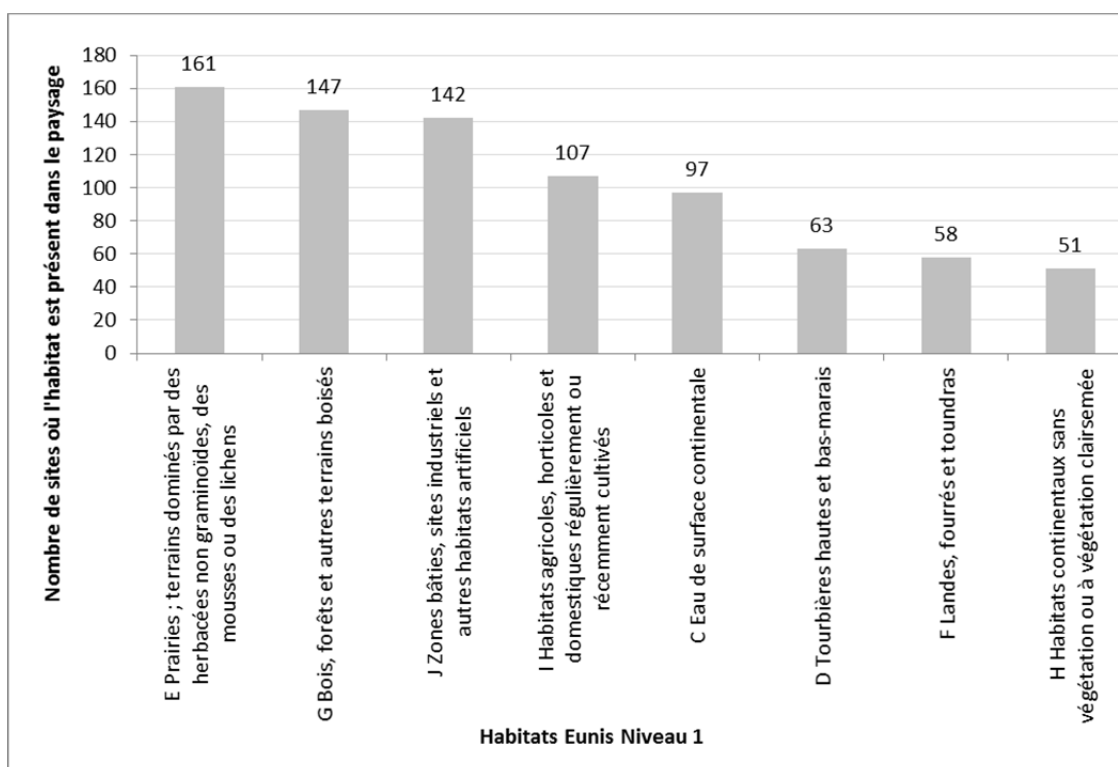
⁴⁸ V-test : la valeur test correspond à l'écart entre la moyenne dans la classe et la moyenne générale exprimée en nombre d'écart-types. Plus la valeur absolue de V-test est grande, plus la variable p caractérise la classe.

⁴⁹ Une valeur de test (Fischer) est calculée pour chaque classe et chaque variable. Plus ce test est significatif, plus la classe considérée et la variable sont liées.

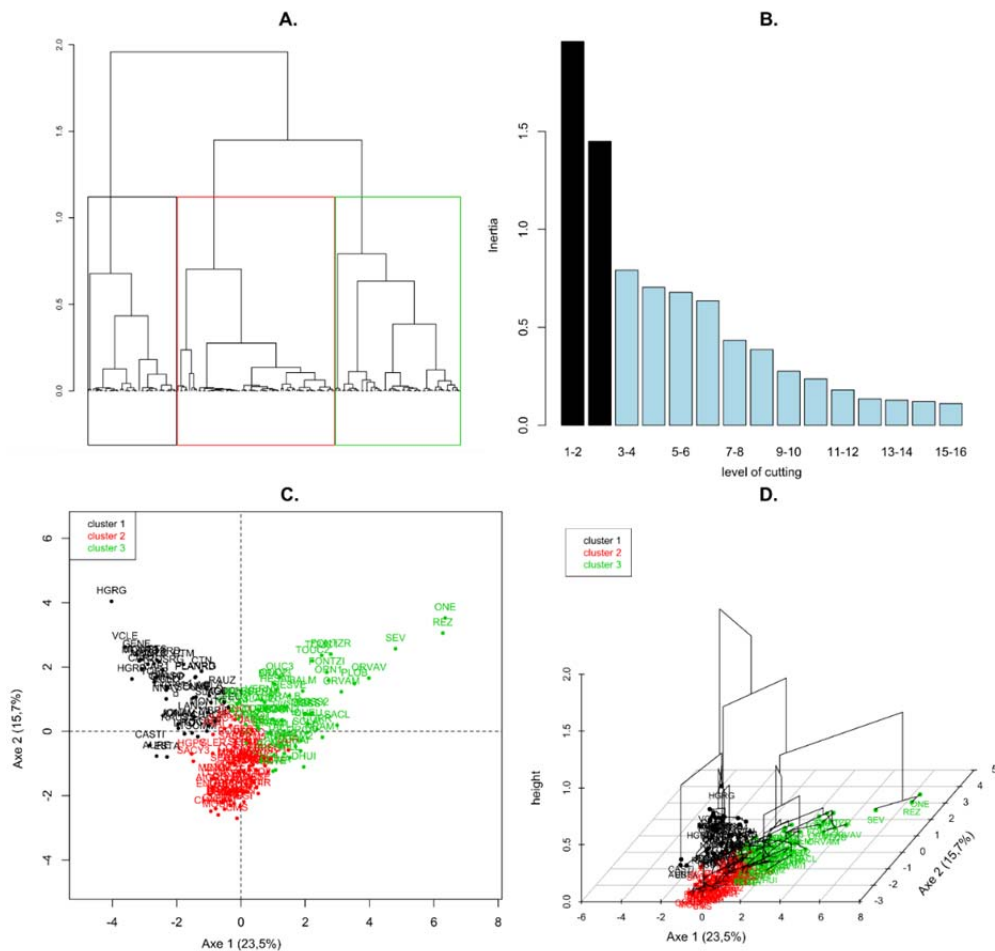
E2. Prairies mésiques	9,49	53,00	41,04	1,35	9,48	$2,27.10^{-21}$
J5. Plans d'eau construits très artificiels et structures connexes	9,46	6,00	5,35	0,11	1,09	$3,16.10^{-21}$
E7. Prairies peu boisées	7,30	18,33	25,93	0,34	4,29	$2,81.10^{-13}$

Annexe VII : Description et typologie des sites tests en fonction des caractéristiques de leurs paysages

A l'exception des habitats marins (A) et côtiers (B), tous les habitats EUNIS niveau 1 sont représentés dans les paysages des sites tests de 2015. Les prairies, bois, zones bâties et habitats cultivés sont présents dans presque tous les paysages des sites tests (n = 163). La densité (moyenne \pm erreur standard) des haies et ripisylves dans les paysages est de $0,016 \pm 0,002$ km/ha. Les densités de petites et grandes infrastructures de transport sont respectivement de $0,027 \pm 0,002$ km/ha et $0,003 \pm 0,000$ km/ha. Les densités de cours d'eau intermittents et permanents sont de $0,009 \pm 0,001$ km/ha. La typologie des sites en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 1 ainsi que des densités de cours d'eau, d'infrastructures de transport et de haies et ripisylves dans leurs paysages a été construite par ACP/CAH comme décrit dans l'annexe IV.



La figure et le tableau ci-dessous présentent les résultats de la CAH et du partitionnement des sites tests en classes en fonction des caractéristiques de leurs paysages. Le diagramme A présente l'arbre hiérarchique où les 3 classes sont matérialisées par des rectangles de couleur. Le niveau de coupe « optimal » en 3 classes est proposé sur la base d'une partition ayant la plus grande perte relative d'inertie (diagramme B). Le diagramme C présente le plan factoriel (1,2) où les sites sont coloriés en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. Le diagramme D est une représentation en 3 dimensions de l'arbre hiérarchique sur le premier plan factoriel.



Les sites ont ainsi été divisés en 3 classes. Le tableau ci-après présente la description des classes par les variables. Les 62 sites appartenant à la classe 2 ont des paysages composés majoritairement de l'habitat G (bois, forêts et autres terrains boisés), présentant des faibles densités d'infrastructures de transport, de haies, de ripisylves. Tous les systèmes hydrogéomorphologiques sont représentés dans cette classe. Les 58 sites de la classe 3 ont des paysages avec une forte proportion d'habitats cultivés (I) et de zones bâties (J). Cette classe est également caractérisée par des densités d'infrastructures de transport, de haies et de ripisylves élevées. La majorité des zones humides alluviales (62,5%) appartiennent à cette classe. Les 43 sites appartenant à la classe 1 ont des paysages ayant une forte proportion de prairies, d'habitats sans végétation ou à végétation clairsemée. Cette classe est également caractérisée par une forte densité de cours d'eau intermittents et une faible densité d'infrastructures de transport et de haies et ripisylves. Il s'agit majoritairement (53,5%) de zones humides de versant et bas-versant.

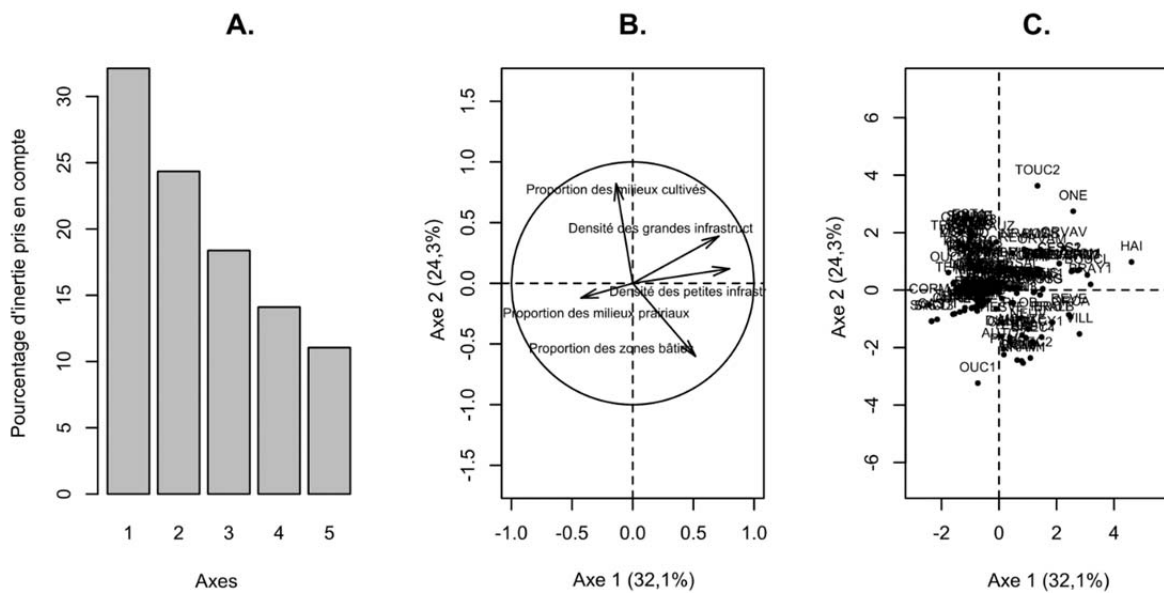
	V-test ⁵⁰	Classe		Tous sites		p-value ⁵¹
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	
Classe 1 (n = 43) – Habitats sans végétation ou clairsemée et tourbières						
Densité de cours d'eau intermittents	8,59	0,02	0,01	0,01	0,01	8,87.10 ⁻¹⁸
H Habitats sans végétation ou clairsemée	7,39	17,67	20,58	4,96	13,10	1,42.10 ⁻¹³
E Prairies	7,05	55,03	24,94	31,82	25,07	1,75.10 ⁻¹²
D Tourbières hautes et bas-marais	3,37	6,18	9,47	3,12	6,93	7,60.10 ⁻⁴
F Landes fourrés et toundras	3,15	6,23	16,16	2,58	8,84	1,65.10 ⁻³
J Zones bâties	-3,65	1,38	2,35	8,12	14,07	2,60.10 ⁻⁴
Densité de haies et ripisylves	-4,08	0,01	0,01	0,02	0,02	4,52.10 ⁻⁵
Densité de petites infrastructures de transport	-4,08	0,01	0,01	0,03	0,02	4,41.10 ⁻⁵
Densité de grandes infrastructures de transport	-4,14	0,00	0,00	0,00	0,01	3,52.10 ⁻⁵
G Bois forêts	-5,45	9,92	11,91	27,57	24,69	5,17.10 ⁻⁸
I Habitats agricoles	-5,46	2,12	5,62	18,42	22,76	4,79.10 ⁻⁸
Classe 2 (n = 62) – Bois et forêts						
G Bois forêts	9,74	51,69	20,93	27,57	24,69	1,96.10 ⁻²²
C Eau de surface continentale	3,16	6,07	12,72	3,41	8,40	1,56.10 ⁻³
Densité de petites infrastructures de transport	-2,38	0,02	0,01	0,03	0,02	1,71.10 ⁻²
J Zones bâties	-3,07	3,79	4,02	8,12	14,07	2,14.10 ⁻³
Densité de haies et ripisylves	-3,16	0,01	0,01	0,02	0,02	1,55.10 ⁻³
H Habitats sans végétation ou clairsemée	-3,19	0,77	2,20	4,96	13,10	1,42.10 ⁻³
Densité de cours d'eau intermittents	-4,17	0,01	0,00	0,01	0,01	3,05.10 ⁻⁵
Densité de grandes infrastructures de transport	-4,44	0,00	0,00	0,00	0,01	8,86.10 ⁻⁶
E Prairies	-5,38	18,31	13,05	31,82	25,07	7,63.10 ⁻⁸
Classe 3 (n = 58) – Zones bâties et habitats cultivés						
Densité de grandes infrastructures de transport	8,31	0,01	0,01	0,00	0,01	9,26.10 ⁻¹⁷
Densité de haies et ripisylves	6,96	0,03	0,03	0,02	0,02	3,31.10 ⁻¹²
I Habitats agricoles	6,51	34,08	26,21	18,42	22,76	7,74.10 ⁻¹¹
J Zones bâties	6,47	17,75	19,71	8,12	14,07	9,49.10 ⁻¹¹
Densité de petites infrastructures de transport	6,18	0,04	0,03	0,03	0,02	6,52.10 ⁻¹⁰
D Tourbières hautes et bas-marais	-3,10	0,85	2,60	3,12	6,93	1,92.10 ⁻³
H Habitats sans végétation ou clairsemée	-3,57	0,01	0,09	4,96	13,10	3,55.10 ⁻⁴
Densité de cours d'eau intermittents	-3,68	0,01	0,00	0,01	0,01	2,36.10 ⁻⁴
G Bois et forêts	-4,87	14,86	11,19	27,57	24,69	1,13.10 ⁻⁶

⁵⁰ V-test : la valeur test correspond à l'écart entre la moyenne dans la classe et la moyenne générale exprimée en nombre d'écart-types. Plus la valeur absolue de V-test est grande, plus la variable p caractérise la classe.

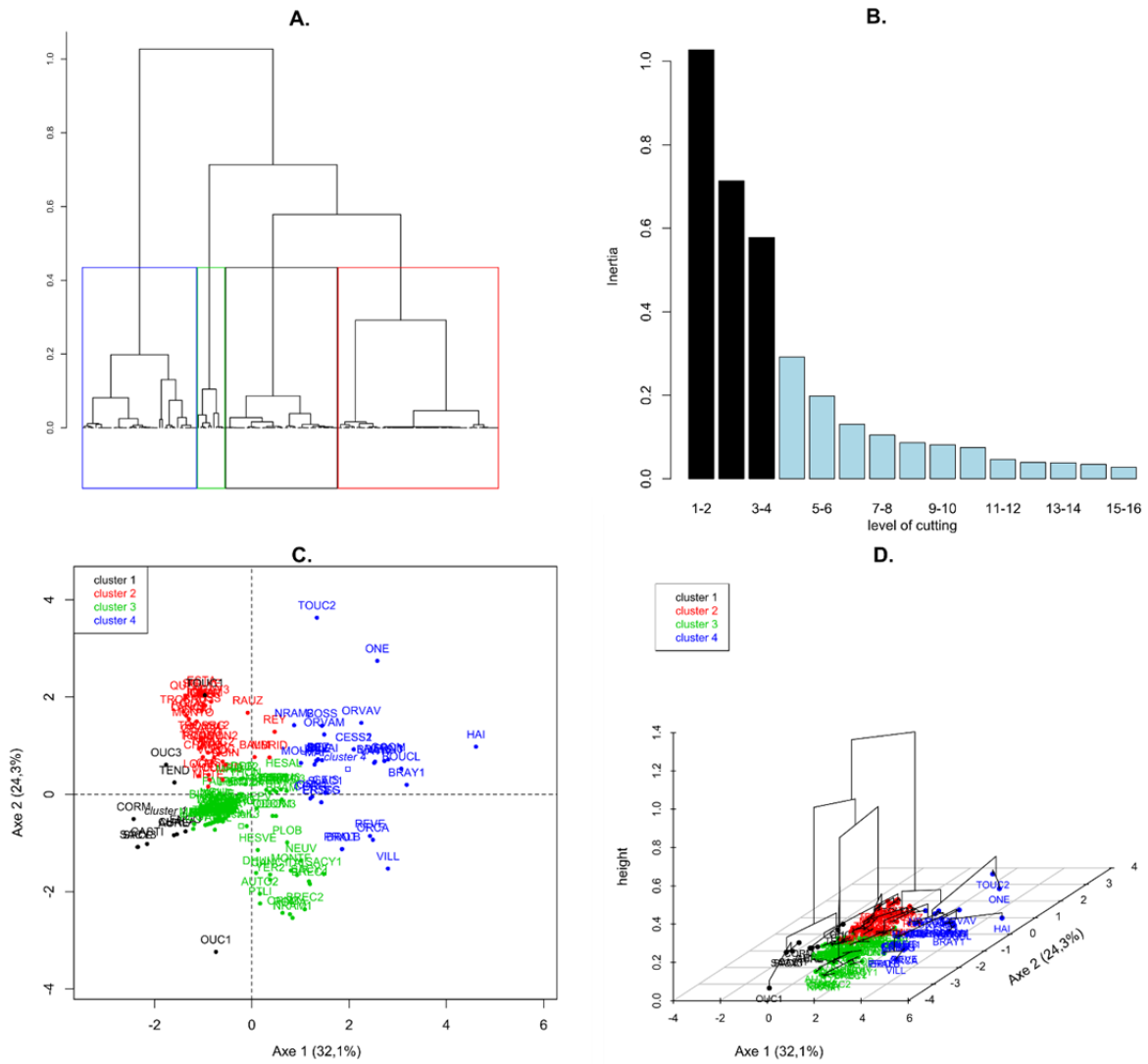
⁵¹ Une valeur de test (Fischer) est calculée pour chaque classe et chaque variable. Plus ce test est significatif, plus la classe considérée et la variable sont liées.

Annexe VIII : Description et typologie des sites tests en fonction de l'occupation du sol de leurs zones contributives

Dans les zones contributives des sites tests de 2015, la proportion (moyenne \pm erreur standard) des surfaces agricoles cultivées est de $17,35 \pm 1,99\%$. La proportion des prairies est de $25,97 \pm 1,99$ et la proportion de zones bâties est de $0,65 \pm 0,08\%$. Les densités de grandes et petites infrastructures de transport sont de $0,002 \pm 0,001$ km/ha et $0,019 \pm 0,001$ km/ha respectivement. La typologie des sites en fonction de l'occupation du sol de leur zone contributive a été construite par ACP/CAH comme décrit dans l'annexe IV. La figure ci-après présente les résultats de l'ACP. Le diagramme (A) présente le pourcentage d'information porté par chaque axe de l'ACP. Les trois premiers axes portent ainsi 75% de l'information et ont été conservés pour le reste de l'analyse. Le diagramme des variables (B) présente les corrélations entre variables et axes. Le premier axe est positivement corrélé avec la densité des petites et grandes infrastructures de transport. Le second axe est fortement corrélé avec la proportion des surfaces cultivées. Le diagramme des individus (C) présente les relations entre individus et axes factoriels. Il est difficile de conclure quant aux similarités entre individus sur le seul plan factoriel (1,2). Le dendrogramme issu de la CAH et le partitionnement en classes permettent de visualiser et caractériser les similarités entre sites.



La figure et le tableau ci-après présentent les résultats de la CAH et du partitionnement des sites tests en classes. Le diagramme A présente l'arbre hiérarchique où les 4 classes sont matérialisées par des rectangles de couleur. Le niveau de coupure « optimal » en 4 classes est proposé sur la base d'une partition ayant la plus grande perte relative d'inertie (diagramme B). Le diagramme C présente le plan factoriel (1,2) où les sites sont coloriés en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. Le diagramme D est une représentation en 3 dimensions de l'arbre hiérarchique sur le premier plan factoriel.



Les sites ont ainsi été divisés en 4 classes. Le tableau ci-dessous présente la description des classes par les variables. Les 82 sites appartenant à la classe 3 sont caractérisés par une faible proportion de surfaces agricoles cultivées (moins de 10% en moyenne), une proportion relativement élevée de zones bâties (21,5% en moyenne) et une faible densité des infrastructures de transport. Ces sites ont vraisemblablement une part importante de forêts ou d'autres habitats non agricoles et peu artificialisés, hypothèse qui ne peut être validée étant donné que la superficie de ces habitats dans la zone contributive n'est pas mesurée dans le cadre de la méthode. Les 36 sites appartenant à la classe 2 sont caractérisés par une forte proportion d'habitats cultivés (65% en moyenne) et une faible densité des infrastructures de transport. Les 34 sites appartenant à la classe 4 ont des zones contributives avec une forte proportion de zones bâties (26%) et une densité importante d'infrastructures de transport. Les 11 sites appartenant à la classe 1 sont dominés par les surfaces agricoles prairiales.

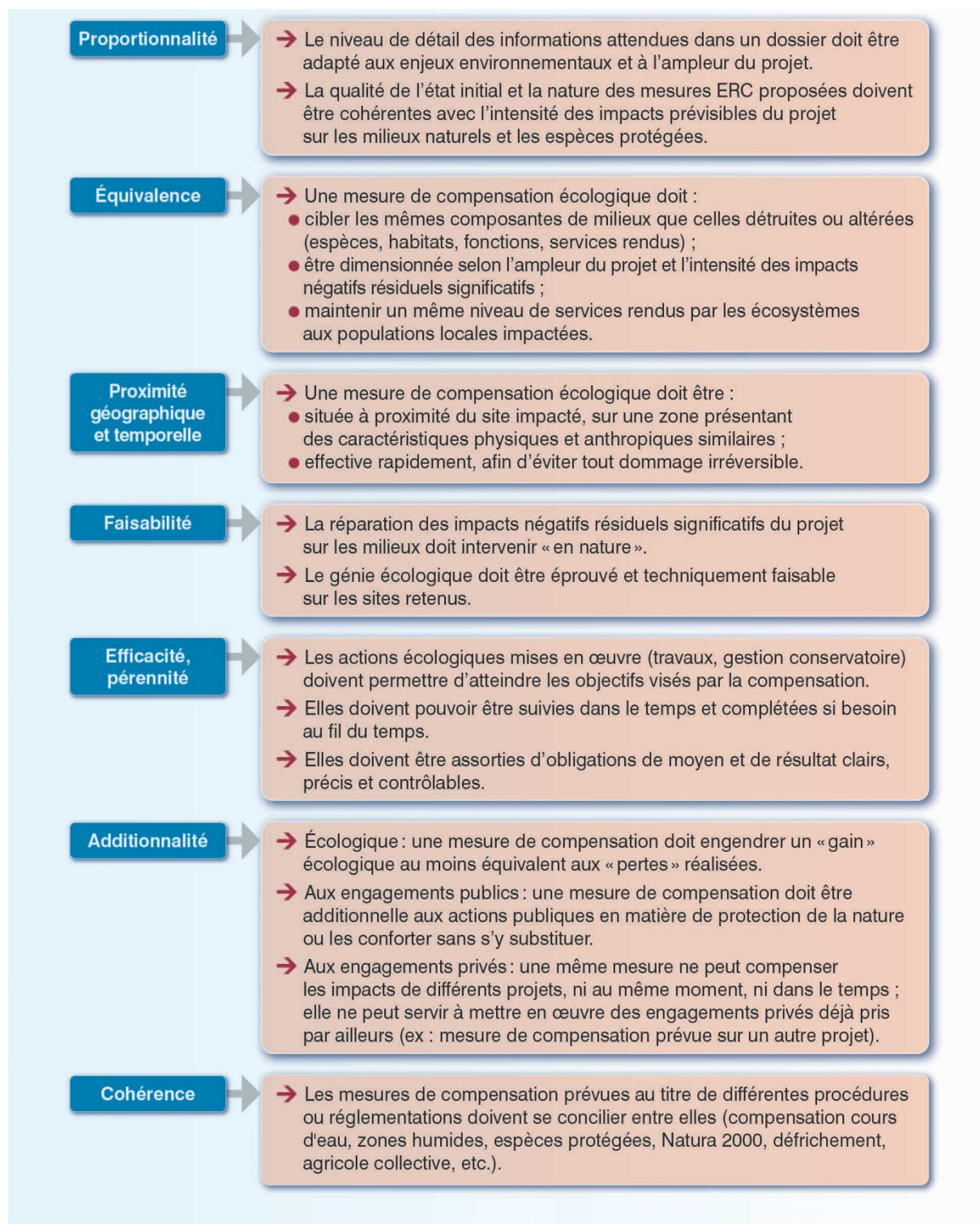
	V-test ⁵²	Classe		Tous sites		p-value ⁵³
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	
Classe 1 (n = 11) – « Surfaces agricoles prairiales »						
Proportion des surfaces agricoles prairiales	11,03	74,23	22,54	10,64	19,73	2,61.10 ⁻²⁸
Classe 2 (n = 36) – « Surfaces agricoles cultivées et faible densité des infrastructures de transport »						
Proportion des surfaces agricoles cultivées	9,25	64,75	22,83	25,97	28,42	2,34.10 ⁻²⁰
Densité des petites infrastructures de transport (km/ha)	-2,47	2,70E-04	9,03E-04	1,62E-03	3,69E-03	1,35.10 ⁻²
Densité des grandes infrastructures de transport (km/ha)	-3,10	1,99E-01	3,87E-01	6,48E-01	9,83E-01	1,96.10 ⁻³
Proportion des zones bâties	-4,26	1,46	4,43	17,35	25,29	2,07.10 ⁻⁵
Classe 3 (n = 82) – « Faible proportion des surfaces agricoles cultivées »						
Proportion des zones bâties	2,12	21,53	29,22	17,35	25,29	3,43.10 ⁻²
Proportion des surfaces agricoles prairiales	-3,12	5,83	7,82	10,64	19,73	1,83.10 ⁻³
Densité des grandes infrastructures de transport (km/ha)	-4,32	3,16E-01	4,83E-01	6,48E-01	9,83E-01	1,59.10 ⁻⁵
Densité des petites infrastructures de transport (km/ha)	-4,92	1,97E-04	6,10E-04	1,62E-03	3,69E-03	8,44.10 ⁻⁷
Proportion des surfaces agricoles cultivées	-7,35	9,66	12,70	25,97	28,42	2,00.10 ⁻¹³
Classe 4 (n = 34) – « Zones bâties et densité importante des infrastructures de transport »						
Densité des petites infrastructures de transport (km/ha)	9,51	6,98E-03	5,20E-03	1,62E-03	3,69E-03	1,92.10 ⁻²¹
Densité des grandes infrastructures de transport (km/ha)	9,50	2,08E+00	1,11E+00	6,48E-01	9,83E-01	2,13.10 ⁻²¹
Proportion des zones bâties	2,27	26,12	17,88	17,35	25,29	2,34.10 ⁻²
Proportion des surfaces agricoles prairiales	-2,07	4,39	9,42	10,64	19,73	3,85.10 ⁻²

⁵² V-test : la valeur test correspond à l'écart entre la moyenne dans la classe et la moyenne générale exprimée en nombre d'écart-types. Plus la valeur absolue de V-test est grande, plus la variable p caractérise la classe.

⁵³ Une valeur de test (Fischer) est calculée pour chaque classe et chaque variable. Plus ce test est significatif, plus la classe considérée et la variable sont liées.

Annexe IX : Principes régissant la compensation écologique

Ces principes ont pour objectif de répondre aux obligations de moyen et de résultat qui incombent à ces mesures (Onema 2015) :



Annexe X : Réflexion pour le choix des échelles (extrait de Clair *et al.* 2005 d'après la contribution à l'élaboration d'une méthodologie de cartographie des habitats naturels et des espèces végétales dans les sites Natura 2000, 2004, Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux)

Echelle de terrain	Surface minimale cartographiable (25 mm ² sur la carte)	Avantages	Inconvénients
1/25 000	15 625 m ²	+ vision synthétique de la zone traitée permettant la mise en œuvre de politiques globales + échelle très répandue (carte IGN...)	- faible précision quant à la description (typologie) et la localisation des habitats - induit une multiplication des complexes d'habitats - inadapté à la gestion des habitats - inadapté pour le suivi des habitats
1/10 000	2 500 m ²	+ permet de restituer une typologie plus précise que pour le 1/25 000 + satisfaisant pour la cartographie d'unités homogènes de végétation (forêts, landes d'altitude) + permet une meilleure adéquation avec les problèmes de gestion et de suivi des habitats	- vision partielle du parcellaire du territoire - faible précision pour la localisation des habitats (inadapté pour les végétations linéaires et très imbriquées) - induit une multiplication des complexes d'habitats - nécessite, pour être pertinente, l'acquisition d'une couverture aérienne précise - non optimal pour le suivi des habitats
1/5 000	625 m ²	+ permet de restituer une typologie précise jusqu'au niveau de l'association ou de l'alliance phytosociologique + précision satisfaisante pour la localisation de la majorité des habitats + vision presque complète du parcellaire du territoire + bonne adéquation avec les problèmes de gestion pour la majorité des végétations cartographiées	- contraintes de temps de terrain et de traitement des données - inadapté pour les sites linéaires ou très parcellisés et pour les végétations très imbriquées (vallons forestiers, versants en terrasses, tourbières, pré-bois, affleurements rocheux...) - nécessite l'acquisition d'une couverture aérienne très précise
1/2 500 et plus (par ex. 1/2 000)	156 m ² (100 m ²)	+ permet de restituer une typologie précise jusqu'au niveau de l'association dans la majorité des cas + très bonne précision pour la localisation des habitats + vision infra-parcellaire + optimal pour la gestion et le suivi des sites	- contraintes de temps de terrain et de traitement des données - nécessite l'acquisition d'une couverture aérienne très précise

Annexe XI : Liste des habitats « continentaux » EUNIS niveaux 1, 2 et 3 (dénomination issue de Louvel *et al.* 2013a)

Seuls les habitats continentaux effectivement rencontrés en France métropolitaine sont mentionnés ici comparés à la liste exhaustive des habitats qui peut être trouvée dans Davies *et al.* (2004).

C Eau de surface continentale		
C1	Eaux dormantes de surface	
C1.1	Lacs, étangs et mares oligotrophes permanents	Non inclus dans le champ d'application de la méthode
C1.2	Lacs, étangs et mares mésotrophes permanents	
C1.3	Lacs, étangs et mares eutrophes permanents	
C1.4	Lacs, étangs et mares permanents dystrophes	
C1.5	Lacs, étangs et mares continentaux sales et saumâtres permanents	
C1.6	Lacs, étangs et mares temporaires	
C2	Eaux courantes de surface	
C2.1	Sources, ruisseaux de sources et geysers	Non inclus dans le champ d'application de la méthode
C2.2	Cours d'eau permanents, non soumis aux marées, à écoulement turbulent et rapide	
C2.3	Cours d'eau permanents non soumis aux marées, à débit régulier	
C2.4	Fleuves et rivières tidaux en amont de l'estuaire	
C2.5	Eaux courantes temporaires	
C2.6	Films d'eau coulant sur les marges d'un cours d'eau rocheux	
C3	Zones littorales des eaux de surface continentales	
C3.2	Roselières et formations de bordure à grands héliophytes autres que les roseaux	
C3.3	Formations riveraines à grandes cannes	
C3.4	Végétations à croissance lente, pauvres en espèces, du bord des eaux ou amphibies	
C3.5	Berges périodiquement inondées a végétation pionnière et éphémère	
C3.6	Berges nues ou à végétation clairsemée avec des sédiments meubles ou mobiles	
C3.7	Berges nues ou à végétation clairsemée avec des sédiments non mobiles	
C3.8	Habitats continentaux dépendant de la bruine	
D Tourbières hautes et bas-marais		
D1	Tourbières hautes et tourbières de couverture	
D1.1	Tourbières hautes	
D1.2	Tourbières de couverture	
D2	Tourbières de vallée, bas-marais acides et tourbières de transition	
D2.1	Tourbières de vallée	
D2.2	Bas-marais oligotrophes et tourbières des sources d'eau douce	
D2.3	Tourbières de transition et tourbières tremblantes	
D4	Bas-marais riches en bases et tourbières des sources calcaires	
D4.1	Bas-marais riches en bases, y compris les bas-marais eutrophes a hautes herbes, suintements et ruissellements calcaires	
D4.2	Communautés riveraines des sources et des ruisseaux de montagne calcaires, avec une riche flore arctico-montagnarde	
D5	Roselières sèches et cariçaies, normalement sans eau libre	
D5.1	Roselières normalement sans eau libre	
D5.2	Formations à grandes cypéracées normalement sans eau libre	
D5.3	Zones marécageuses dominées par <i>Juncus effusus</i> ou d'autres grands <i>Juncus</i>	
D6	Marais continentaux sales et saumâtres et roselières	
D6.1	Marais sales continentaux	
D6.2	Nappes d'héliophytes, salines ou saumâtres, pauvres en espèces, normalement sans eau libre	
E Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminéoïdes, des mousses ou des lichens		
E1	Pelouses sèches	
E1.1	Végétations ouvertes des substrats sableux et rocheux continentaux	
E1.2	Pelouses calcaires vivaces et steppes riches en bases	
E1.3	Pelouses xériques méditerranéennes	
E1.4	Steppes méditerranéennes à grandes graminées et <i>Artemisia</i>	
E1.5	Pelouses méditerranéo-montagnardes	
E1.6	Pelouses a annuelles subnitrophiles	
E1.7	Pelouses sèches, acides et neutres fermées non-méditerranéennes	
E1.9	Pelouses ouvertes, sèches, acides et neutres non-méditerranéennes, y compris les	

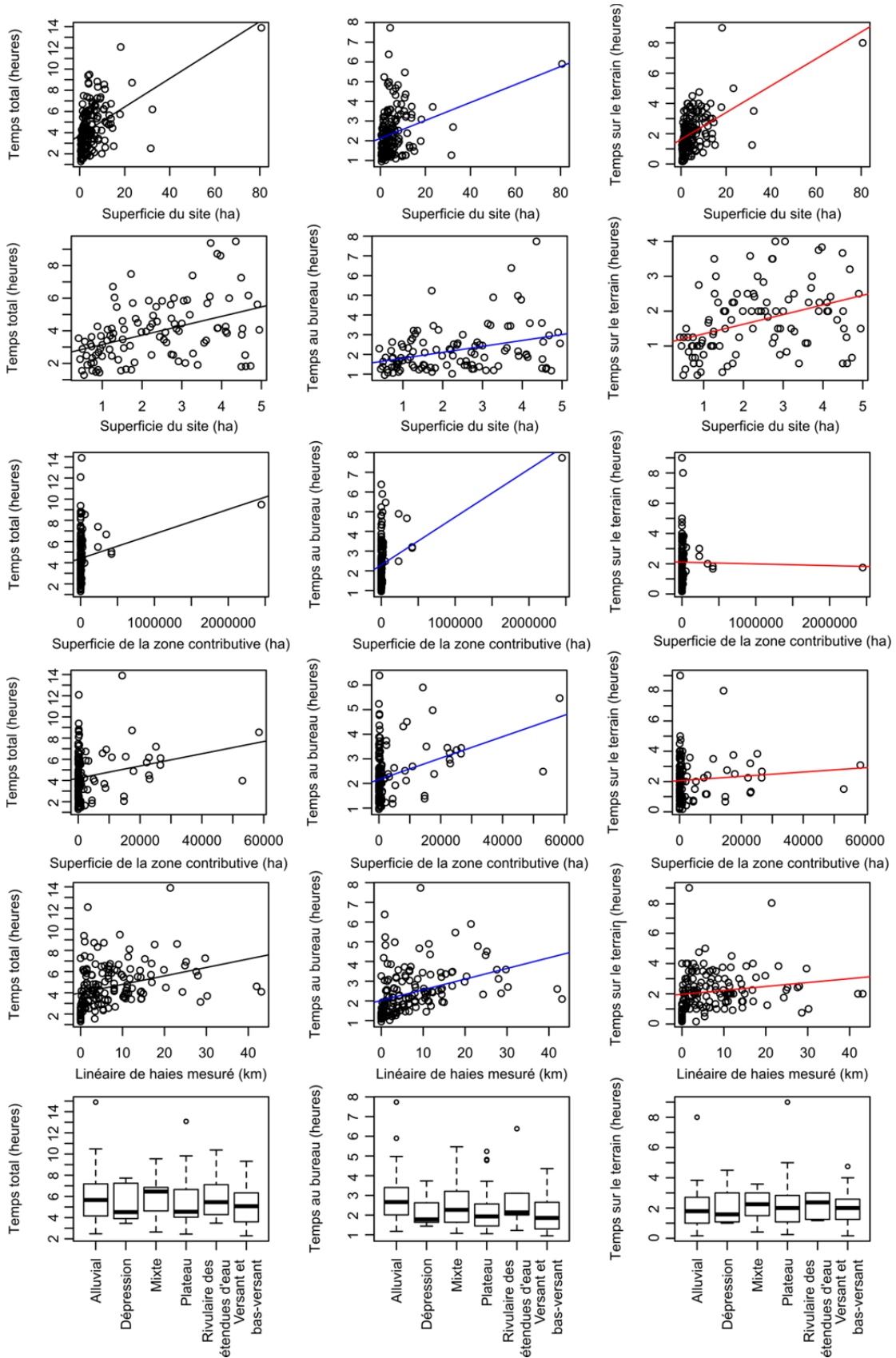
	formations dunaires continentales	
E1.a	Pelouses sèches, ouvertes, acides et neutres méditerranéennes	
E1.b	Pelouses des sols métallifères	
E1.c	Habitats méditerranéens secs à végétation herbacée non-vernale inappétente	
E1.d	Pelouses xériques non exploitées	
E1.e	Pelouses xériques piétinées à espèces annuelles	
E2	Prairies mésiques	
E2.1	Pâturages permanents mésotrophes et prairies de post-pâturage	
E2.2	Prairies de fauche de basse et moyenne altitudes	
E2.3	Prairies de fauche montagnardes	
E2.6	Prairies améliorées, réensemencées et fortement fertilisées, y compris les terrains de sport et les pelouses ornementales	
E2.7	Prairies mésiques non gérées	
E2.8	Pelouses mésophiles piétinées à espèces annuelles	
E3	Prairies humides et prairies humides saisonnières	
E3.1	Prairies humides hautes méditerranéennes	
E3.2	Prairies méditerranéennes humides rases	
E3.4	Prairies eutrophes et mésotrophes humides ou mouilleuses	
E3.5	Prairies oligotrophes humides ou mouilleuses	
E4	Pelouses alpines et subalpines	
E4.1	Combes à neige avec végétation	
E4.2	Sommets, corniches et pentes exposées des montagnes, dominés par des mousses et des lichens	
E4.3	Pelouses alpines et subalpines acidiphiles	
E4.4	Pelouses alpines et subalpines calcicoles	
E4.5	Prairies alpines et subalpines fertilisées	
E5	Ourlets, clairières forestières et peuplements de grandes herbacées non graminoides	
E5.1	Végétations herbacées anthropiques	
E5.2	Ourlets forestiers thermophiles	
E5.3	Formations à <i>Pteridium aquilinum</i>	
E5.4	Lisières et prairies humides ou mouilleuses à grandes herbacées et à fougères	
E5.5	Formations subalpines humides ou mouilleuses à grandes herbacées et à fougères	
E6	Steppes salées continentales	
E6.1	Steppes salées méditerranéennes continentales	
E7	Prairies peu boisées	
E7.1	Parcs boisés atlantiques	
E7.2	Parcs boisés subcontinentaux	
E7.3	Dehesa	
F Landes, fourrés et toundras		
F2	Fourrés arctiques, alpins et subalpins	
F2.1	Fourrés subarctiques et alpins à saules nains	
F2.2	Landes et fourrés sempervirents alpins et subalpins	
F2.3	Fourrés subalpins caducifoliés	
F2.4	Fourrés de conifères proches de la limite des arbres	
F3	Fourrés tempérés et méditerranéo-montagnards	
F3.1	Fourrés tempérés	
F3.2	Fourrés et broussailles caducifoliés subméditerranéens	
F4	Landes arbustives tempérées	
F4.1	Landes humides	
F4.2	Landes sèches	
F5	Maquis, matorrals arborescents et fourrés thermo-méditerranéens	
F5.1	Matorrals arborescents	
F5.2	Maquis	
F5.3	Pseudo-maquis	
F5.4	Fourrés à <i>Spartium junceum</i>	
F5.5	Fourrés thermoméditerranéens	
F6	Garrigues	
F6.1	Garrigues occidentales	
F6.6	Garrigues supraméditerranéennes	
F6.8	Fourrés xérohalophiles	
F7	Landes épineuses méditerranéennes (phryganes, landes-hérisson et végétation	

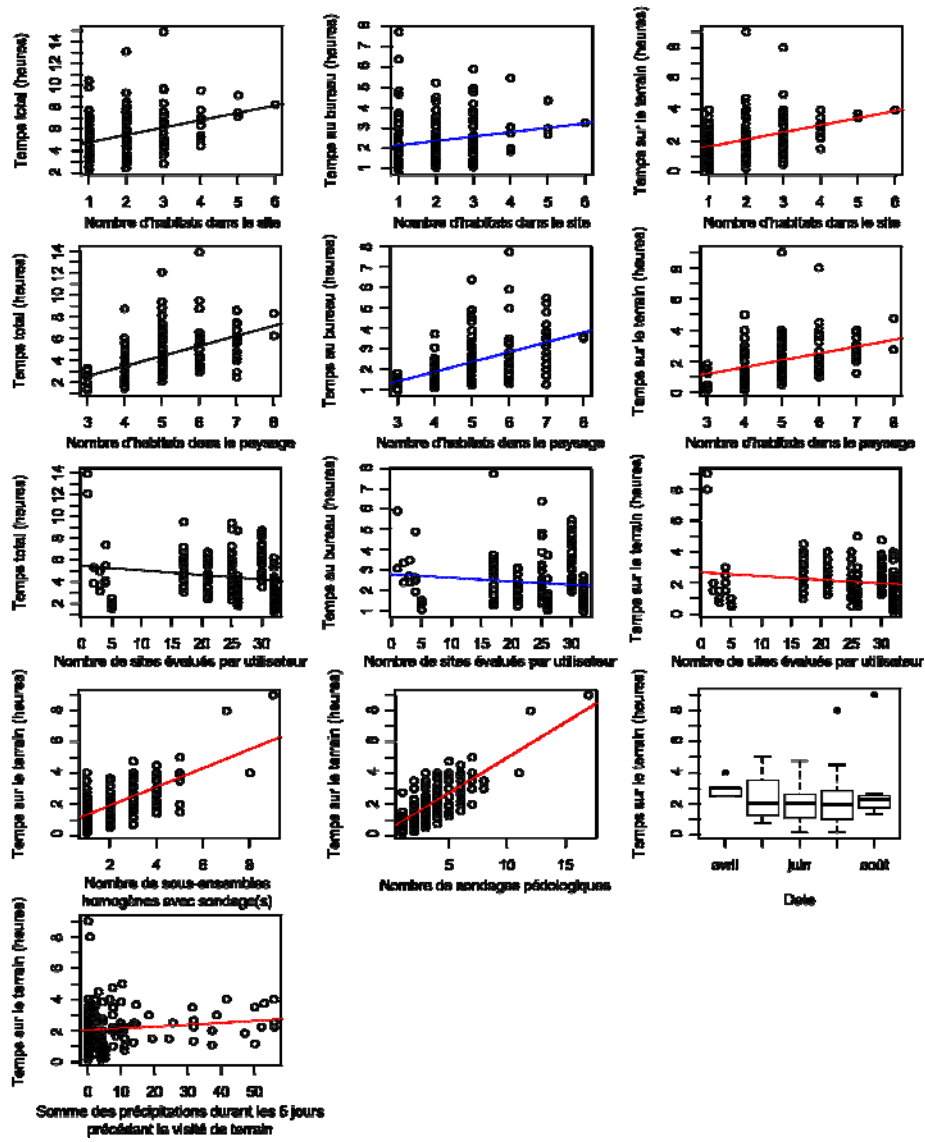
	apparentée des falaises littorales)	
F7.1	Landes épineuses ouest-méditerranéennes	
F7.2	Landes épineuses centro-méditerranéennes	
F7.4	Landes-hérisson	
F9	Fourrés ripicoles et des bas-marais	
F9.1	Fourrés ripicoles	
F9.2	Saussaies marécageuses et fourrés des bas-marais à <i>Salix</i>	
F9.3	Galeries et fourrés riverains méridionaux	
FA	Haies	
FA.1	Haies d'espèces non indigènes	
FA.2	Haies d'espèces indigènes fortement gérées	
FA.3	Haies d'espèces indigènes riches en espèces	
FA.4	Haies d'espèces indigènes pauvres en espèces	
FB	Plantations d'arbustes	
FB.1	Plantations d'arbustes pour la récolte de la plante entière	
FB.2	Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches	
FB.3	Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les fruits, autres que les vignobles	
FB.4	Vignobles	
G Boisements, forêts et autres terrains boisés		
G1	Forêts de feuillus caducifoliés	
G1.1	Forêts riveraines et forêts galeries, avec dominance d' <i>Alnus</i> , <i>Populus</i> ou <i>Salix</i>	
G1.2	Forêts riveraines mixtes des plaines inondables et forêts galeries mixtes	
G1.3	Forêts riveraines méditerranéennes	
G1.4	Forêts marécageuses de feuillus ne se trouvant pas sur tourbe acide	
G1.5	Forêts marécageuses de feuillus sur tourbe acide	
G1.6	Hêtraies	
G1.7	Forêts caducifoliées thermophiles	
G1.8	Boisements acidophiles dominés par <i>Quercus</i>	
G1.9	Boisements non riverains à <i>Betula</i> , <i>Populus tremula</i> ou <i>Sorbus aucuparia</i>	
G1.A	Boisements mésotrophes et eutrophes à <i>Quercus</i> , <i>Carpinus</i> , <i>Fraxinus</i> , <i>Acer</i> , <i>Tilia</i> , <i>Ulmus</i> et boisements associés	
G1.B	Aulnaies non riveraines	
G1.C	Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés	
G1.D	Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix	
G2	Forêts de feuillus sempervirents	
G2.1	Forêts de <i>Quercus</i> sempervirents méditerranéennes	
G2.2	Forêts eurasiennes sclérophylles continentales	
G2.4	Boisements à <i>Ceratonia siliqua</i> et <i>Olea europea</i>	
G2.6	Bois d' <i>Ilex aquifolium</i>	
G2.8	Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents	
G2.9	Vergers et bosquets sempervirents	
G3	Forêts de conifères	
G3.1	Boisements à <i>Picea</i> et à <i>Abies</i>	
G3.2	Boisements alpins à <i>Larix</i> et <i>Pinus cembra</i>	
G3.3	Pinèdes à <i>Pinus uncinata</i>	
G3.4	Pinèdes à <i>Pinus sylvestris</i> au sud de la taïga	
G3.5	Pinèdes à <i>Pinus nigra</i>	
G3.7	Pinèdes méditerranéennes planitiaires à montagnardes (hors <i>Pinus nigra</i>)	
G3.9	Bois de conifères dominés par les <i>Cupressaceae</i> ou les <i>Taxaceae</i>	
G3.E	Forêts de conifères tourbeuses némorales	
G3.F	Plantations très artificielles de conifères	
G4	Formations mixtes d'espèces caducifoliées et de conifères	
G4.6	Forêts mixtes à <i>Abies-Picea-Fagus</i>	
G4.C	Boisements mixtes à <i>Pinus sylvestris</i> et à <i>Quercus</i> thermophiles	
G5	Alignements d'arbres, petits bois anthropiques, boisements récemment abattus, stades initiaux de boisements et taillis	
G5.1	Alignements d'arbres	
G5.2	Petits bois anthropiques de feuillus caducifoliés	
G5.3	Petits bois anthropiques de feuillus sempervirents	
G5.4	Petits bois anthropiques de conifères	

G5.5	Petits bois anthropiques mixtes de feuillus et conifères	
G5.6	Stades initiaux et régénérations des forêts naturelles et semi-naturelles	
G5.7	Taillis et stades initiaux des plantations	
G5.8	Coupes forestières récentes	
H Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée		
H1	Grottes, systèmes de grottes, passages et plans d'eau souterrains terrestres	
H1.1	Entrées des grottes	
H1.2	Intérieurs des grottes	
H1.3	Passages souterrains sombres	
H1.5	Plans d'eau stagnante souterrains	
H1.6	Masses d'eau courante souterraines	
H1.7	Mines et tunnels souterrains désaffectés	
H2	Eboulis	
H2.3	Eboulis siliceux acides des montagnes tempérées	
H2.4	Eboulis calcaires et ultrabasiqes des zones montagneuses tempérées	
H2.5	Eboulis siliceux acides des expositions chaudes	
H2.6	Eboulis calcaires et ultrabasiqes des expositions chaudes	
H3	Falaises continentales, pavements rocheux et affleurements rocheux	
H3.1	Falaises continentales siliceuses acides	
H3.2	Falaises continentales basiques et ultrabasiqes	
H3.4	Falaises continentales humides	
H3.5	Pavements rocheux quasi nus, y compris pavements calcaires	
H3.6	Affleurements et rochers érodés	
H4	Habitats dominés par la neige ou la glace	
H4.1	Névés	
H4.2	Calottes glaciaires et glaciers vrais	
H4.3	Glaciers rocheux et moraines sans végétation à dominance de glace	
H5	Habitats continentaux divers sans végétation ou à végétation clairsemée	
H5.2	Moraines glaciaires avec peu ou pas de végétation	
H5.3	Habitats sans végétation ou à végétation clairsemée sur substrats minéraux ne résultant pas d'une activité glaciaire récente	
H5.4	Substrats organiques secs avec peu ou pas de végétation	
H5.5	Zones incendiées avec peu ou pas de végétation	
H5.6	Zones piétinées	
H6	Reliefs volcaniques récents	
H6.1	Reliefs volcaniques actifs	
I Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés		
I1	Cultures et jardins maraichers	
I1.1	Monocultures intensives	
I1.2	Cultures mixtes des jardins maraichers et horticulture	
I1.3	Terres arables à monocultures extensives	
I1.4	Cultures inondées ou inondables, y compris les rizières	
I1.5	Friches, jachères ou terres arables récemment abandonnées	
I2	Zones cultivées des jardins et des parcs	
I2.1	Grands jardins ornementaux	
I2.2	Petits jardins ornementaux et domestiques	
I2.3	Zones de jardins abandonnées récemment	
J Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels		
J1	Bâtiments des villes et des villages	
J1.1	Bâtiments résidentiels des villes et des centres-villes	Pas en zone humide au sens de la définition prise en compte dans la méthode
J1.2	Bâtiments résidentiels des villages et des périphéries urbaines	
J1.3	Bâtiments publics des zones urbaines et périphériques	
J1.4	Sites industriels et commerciaux en activité des zones urbaines et périphériques	
J1.5	Constructions abandonnées des villes et des villages	
J1.6	Sites de construction et de démolition en zones urbaines et suburbaines	
J1.7	Habitats résidentiels très denses, temporaires	
J2	Constructions à faible densité	
J2.1	Habitats résidentiels dispersés	Pas en zone humide au sens de la définition prise en compte dans la
J2.2	Bâtiments ruraux publics	
J2.3	Sites industriels et commerciaux encore en activité en zone rurale	

J2.4	Constructions agricoles	méthode
J2.5	Délimitations construites	
J2.6	Constructions abandonnées en milieu rural	
J2.7	Sites ruraux de construction et de démolition	
J3	Sites industriels d'extraction	
J3.1	Mines souterraines en activité	
J3.2	Sites d'extraction minière à ciel ouvert en activité, y compris les carrières	
J3.3	Zones de surface récemment abandonnées de sites industriels d'extraction	
J4	Réseaux de transport et autres zones de construction a surface dure	
J4.1	Sites routiers, ferroviaires et autres constructions désaffectées sur des surfaces dures	Pas en zone humide au sens de la définition prise en compte dans la méthode
J4.2	Réseaux routiers	
J4.3	Réseaux ferroviaires	
J4.4	Pistes d'aviation et aires de stationnement des aéroports	
J4.5	Surfaces dures des ports	
J4.6	Surfaces pavées et espaces récréatifs	
J4.7	Parties construites des cimetières	
J5	Plans d'eau construits très artificiels et structures connexes	
J5.1	Plans d'eau stagnante salée et saumâtre très artificiels	Pas en zone humide au sens de la définition prise en compte dans la méthode
J5.2	Eaux courantes très artificielles salées et saumâtres	
J5.3	Eaux stagnantes très artificielles non salées	
J5.4	Eaux courantes très artificielles non salées	
J5.5	Fontaines et cascades non salées fortement artificielles	
J6	Dépôts de déchets	
J6.1	Déchets provenant de la construction et de la démolition de bâtiments	
J6.2	Déchets ménagers et sites d'enfouissement	
J6.3	Déchets organiques non agricoles	
J6.4	Déchets agricoles et horticoles	
J6.5	Déchets industriels	

Annexe XII : Influence de différents facteurs sur le temps passé à appliquer le prototype de méthode 2015





Bibliographie

- Acreman, M. 2000. L'hydrologie des zones humides : 110.
- Acreman, M. C. *et al.* 2007. Hydrological science and wetland restoration : some case studies from Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11 : 158–169.
- Adamus, P. R. *et al.* 1983. A method for wetland functional assessment: volume 1 critical review and evaluation concepts.
- Adamus, P. R. *et al.* 1991. Wetlands Evaluation Technique (WET). Volume 1 : Literature Review and Evaluation Rationale.
- Agence de l'eau RM & C 2007. Délimitation de l'espace de zones humides par fonction qualifiée et par type de milieux : 230.
- Allen J. R. L., 1984. Sedimentary structures, volume 11. Elsevier, Amsterdam.
- Armstrong, A. et Rose, S. 1999. Ditch water levels manages for environmental aims : effects on field soil water regimes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 3 : 385–394.
- Aspinall, R. et Pearson, D. 2000. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments : Linking landscape ecology, environmental modelling and GIS. *J. Environ. Manage.* 59 : 299–319.
- Attum, O. *et al.* 2008. Wetland complexes and upland–wetland linkages : landscape effects on the distribution of rare and common wetland reptiles. *J. Zool.* 275 : 245–251.
- Bachand, P. A. et Horne, A. J. 1999. Denitrification in constructed free-water surface wetlands : II. Effects of vegetation and temperature. *Ecol. Eng.* 14 : 17–32.
- Baird, A. J. *et al.* 1995. Hydrological investigations of soil water and groundwater processes in wetlands. *Hydrol. Hydrochem. Br. Wetl.* : 111–129.
- Baize, D. 2000. Guide des analyses en pédologie. Editions Quae.
- Baize, D. et Jabiol, B. 1995. Guide pour la description des sols. Editions Quae.
- Baize, D. et Girard, M.-C. 2009. Référentiel pédologique 2008. Editions Quae.
- Baker, L. A. 1992. Introduction to nonpoint source pollution in the United States and prospects for wetland use. *Ecol. Eng.* 1 : 1–26.
- Baptist, F. 2008. Impact de la durée d'enneigement sur les cycles biogéochimiques dans les écosystèmes alpins.
- Barbault, R. 2000. Ecologie générale Structure et fonctionnement de la biosphère.
- Bardat, J. *et al.* 2004. Prodrôme des végétations de France. Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris, 171 p. Patrim. Nat.
- Barnaud, G. et Fustec, E. 2007. Conserver les milieux humides : pourquoi ? comment ? Educagri éditions.
- Bartlett, K. et Harris, R. 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* : 261–320.
- Bartoldus, C. C. 1994. EPW : A procedure for the functional assessment of planned wetlands. *Water. Air. Soil Pollut.* 77 : 533–541.
- Bastviken S. K. *et al.* 2007. Seasonal denitrification potential in wetland sediments with organic matter from different plant species. *Water Air Soil Pollut.* 183 : 25–35.
- Battisti, C. et Fanelli, G. 2016. Applying indicators of disturbance from plant ecology to vertebrates : The hemeroby of bird species. *Ecol. Indic.* 61 : 279-285.
- Beier, P. et Noss, R. F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity ? *Conserv. Biol.* 12 : 1241–1252.

- Bender, D. J. *et al.* 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landsc. Ecol.* 18 : 17–39.
- Biester, H. *et al.* 2014. Comparison of different methods to determine the degree of peat decomposition in peat bogs. *Biogeosciences* 11 : 2691–2707.
- Bissardon, M. *et al.* 2003. CORINE biotopes : version originale, types d'habitats français. École nationale du génie rural, des eaux et des forêts (ENGREF).
- Blann, K. *et al.* 2009. Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems : A Review (English). *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 39 : 909–1001.
- Bockstaller, C. et Girardin, P. 2003. How to validate environmental indicators. *Agric. Syst.* 76 : 639–653.
- Boelter, D. H. *et al.* 1968. Important physical properties of peat materials.
- Bormann, F. H. et Likens, G. E. 1967. Nutrient cycling. *Science* 155 : 424–429. Dans Wang *et al.* 2014.
- Bridgham, S. D. *et al.* 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands* 26 : 889–916.
- Brinson, M. M. 1993a. Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands* 13 : 65–74.
- Brinson, M. M. 1993b. A hydrogeomorphic classification for wetlands. : 79.
- Brinson, M. M. 2009. The United States HGM (Hydrogeomorphic) Approach. In : BSc,essor, E. and Ecologist, T. B. Bs. Research (eds), *The Wetlands Handbook*. Wiley-Blackwell, pp. 486–512.
- Brooks, A. P. *et al.* 2009. Alluvial gully erosion : an example from the Mitchell fluvial megafan, Queensland, Australia. *Earth Surf. Process. Landf.* 34 : 1951–1969.
- Bryan, R. B. 2000. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. *Geomorphology* 32 : 385–415.
- Bullock, A. et Acreman, M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7 : 358–389.
- Cagniant, H. 1989. Essai d'application de quelques indices et modèles de distributions d'abondances a trois peuplements de fourmis terricoles. *Orsis* : 113–124.
- Cantelaube, P. et Carles, M. 2014. Le registre parcellaire graphique : des données géographiques pour décrire la couverture du sol agricole. *Cah. Tech. L'INRA* : 58–64.
- Carletti, A. *et al.* 2004. A critical review of representative wetland rapid assessment methods in North America. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 14 : 103–113.
- Carpenter, S. R. *et al.* 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8 : 559–568.
- Castelle, A. J. *et al.* 1994. Wetland and stream buffer size requirements—a review. *J. Environ. Qual.* 23 : 878–882.
- Catteau, E. et Duhamel, F. 2010. Phytosociologie dans le Nord-Pas-de-Calais : des synthèses pour structurer la connaissance, structurer la connaissance pour la transmettre. *Rev. For. Fr.* 62 : 323–330.
- Catteau, E. et Duhamel, F. 2014. Inventaire des végétations du nord-ouest de la France. Partie 2a : évaluation patrimoniale des végétations du Nord-Pas de Calais. Version n°1 / avril 2014. : 39.
- Celada, C. et Bogliani, G. 1993. Breeding bird communities in fragmented wetlands. *Ital. J. Zool.* 60 : 73–80.
- CGDD – Service de l'Observation et des Statistiques, 2012. Résultats de l'enquête nationale à dire d'experts sur les zones humides. Etudes et documents n°70, 100 p.
- CGDD et DEB, 2013. Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. Collection « Références » du Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable (SEEIDD) du Commissariat général au développement durable (CGDD). Paris, 230 p.

- Chen, J. *et al.* 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecol. Appl.* 2 : 387–396.
- Chetkiewicz, C.-L. B. *et al.* 2006. Corridors for conservation : integrating pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* : 317–342.
- Cherry, K.A., Shepherd, M., Withers, P.J.A., Mooney, S.J., 2008. Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture : a review of methods. *Science of the Total Environment* 406, 1–23. Dans Zhang et Huang 2011.
- Clair, M. *et al.* 2005. Cartographie des habitats naturels et des espèces végétales appliquée aux sites terrestres du réseau Natura 2000 - Guide méthodologique - MNHN FCBN : 66 p.
- Clément, J. C. 2001. Les zones humides de fonds de vallée et la régulation des pollutions azotées diffuses. In : UMR 6553 ECOBIO-CNRS, Equipe Interactions Biologiques et Transferts de Matières. Université des Sciences de Rennes 1.
- Clément, J. C. *et al.* 2002. Seasonal dynamics of denitrification along topohydrosequences in three different riparian wetlands. *J. Environ. Qual.* 31 : 1025–1037.
- Clément, J.-C. *et al.* 2003a. Hydrological flowpaths and nitrate removal rates within a riparian floodplain along a fourth-order stream in Brittany (France). *Hydrol. Process.* 17 : 1177–1195.
- Clément, J. *et al.* 2003b. Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in northwest France. *J. Appl. Ecol.* : 1035–1048.
- Clément J.-C. *et al.* 2003c. Hydrological flowpaths and nitrate removal within a riparian floodplain along a 4th order stream in Brittany (France). *Hydrological Processes* 17 : 1177-1195.
- Clément, B. *et al.* 2008. Evaluation des fonctions des zones humides à partir de données de télédétection à très haute résolution spatiale Application expérimentale à la Basse Vallée de la Dordogne. 92 p.
- Colautti, R. I. et MacIsaac, H. J. 2004. A neutral terminology to define “invasive” species. *Divers. Distrib.* : 135–141.
- Coleman J, Hench K, Garbutt K, Sextone A, Bissonnette G, Skonsen J. 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air and Soil Pollution* 128 : 283–295.
- Collectif RhoMéo. 2014. La boîte à outils de suivi des zones humides : 147.
- Collins, M. E. *et al.* 2001. Organic matter accumulation and organic soils. *Wetl. Soils Genes. Hydrol. Landsc. Classif.* : 137–162.
- Cooper AB. 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia* 202 : 13–26. Dans Hickey et Doran 2004.
- Cosby, B. J., *et al.* 1984. A statistical exploration of the relationships of soil moisture characteristics to the physical properties of soils. *Water Resour. Res.* 20 (6) : 682-690, 1984.
- Crosson, P. 1995. Soil erosion estimates and costs. *Science*, 269, 461–464. Dans Blann *et al.* 2009.
- Cozzi, G. *et al.* 2008. How do local habitat management and landscape structure at different spatial scales affect fritillary butterfly distribution on fragmented wetlands ? *Landsc. Ecol.* 23 : 269–283.
- Curie, F. 2006. Rétention de nitrate dans les zones humides riveraines : rôle des facteurs hydrologiques, géomorphologiques et biogéochimiques : approche multi-échelle dans le bassin de la Seine.
- Damschen, E. I. *et al.* 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313 : 1284–1286.
- Dandelot, S. *et al.* 2005. Ecological, dynamic and taxonomic problems due to *Ludwigia* (Onagraceae) in France. *Hydrobiologia* 551 : 1–6.
- Davidsson, T. *et al.* 2000. Guidelines for monitoring of wetland functioning. *EcoSys* 8 : 5–50.

- Davies, C. E. *et al.* 2004. EUNIS habitat classification revised 2004. Rep. Eur. Environ. Agency-Eur. Top. Cent. Nat. Prot. Biodivers. : 127–143.
- Desmet, N. J. S. *et al.* 2011. Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Phys. Chem. Earth Parts ABC* 36 : 479–489.
- Dhondt, K. *et al.* 2006. Assessment of Temporal and Spatial Variation of Nitrate Removal in Riparian Zones. *Environ. Monit. Assess.* : 197–215.
- Didham, R. K. *et al.* 2005. Are invasive species the drivers of ecological change ? *Trends Ecol. Evol.* 20 : 470–474.
- Diehl, R. H. 2013. The airspace is habitat. *Trends Ecol. Evol.* 28 : 377–379.
- Dorioz, J.-M. et Trevisan, D. 2008. Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. *Ingénieries-Eau Agric. Territ. Numéro Spéc. Azote Phosphore Pestic. Strat. Perspect. Réduction Flux* : 27–47.
- Dorioz, J.-M. *et al.* 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics—a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117 : 4–21.
- Driscoll, D. A. *et al.* 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends Ecol. Evol.* 28 : 605–613.
- Dugan, P.-J. 1990. Wetland conservation : a review of current issues and requires action. 96 p.
- Essien, O. E. 2013. Evaluation of potential erodibility of basin wetland using soil particles distribution. *J. Agric. Vet. Sci.* 4 : 10–16.
- EU 2003. Guidance Document No 12. Horizontal Guidance on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive. <http://www.eafrance.fr/observer-et-evaluer/etat-des-milieus/regles-d-evaluation-del-etat-des/>
- European Commission 2015. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34 : 487–515.
- FAO 2011. Land Degradation Assessment In Drylands - Manual for Local Level Assessment of Land Degradation and Sustainable Land Management - Part 1 : Planning and methodological approach, analysis and reporting. 165 p.
- Faulkner, S. P. et Richardson, C. J. 1990. Iron and manganese fractionation in constructed wetlands receiving acid-mine drainage. In P. F. Cooper and B. C. Findlator (eds.) *Constructed Wetlands for Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford. 441–450.
- Fennessy, M. S. *et al.* 2007. An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands* 27 : 543–560.
- Fernandez-Illescas, C. P. *et al.* 2001. The ecohydrological role of soil texture in a water-limited ecosystem. *Water Resour. Res.* 37 : 2863–2872.
- Fischer, J. et Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation : a synthesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16 : 265–280.
- Flaspohler, D. J. *et al.* 2001. Species-specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. *Ecol. Appl.* 11 : 32–46.
- Florinsky, I. V. *et al.* 2004. Topographic control of soil microbial activity : a case study of denitrifiers. *Geoderma* 119 : 33–53.
- Forman, R. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landsc. Ecol.* 10 : 133–142.
- Forman, R. T. et Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience* 31 : 733–740.

- Forum des Marais Atlantiques 2014. Mallette d'indicateurs de travaux et de suivis en zones humides. : 177.
- Fraser, D. F. *et al.* 1999. Habitat quality in a hostile river corridor. *Ecology* 80 : 597–607.
- Fustec, E. et Lefeuvre, J.-C. 2000. Les fonctions des zones humides : des acquis et des lacunes. In: Dunod (ed), *Fonctions et valeurs des zones humides*. pp. 17–38.
- Gagné, S. A. et Fahrig, L. 2007. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landsc. Ecol.* 22 : 205–215.
- Gayet, G. *et al.* 2016. Guide de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides - version 1.0. Onema, collection Guides et protocoles, 186 p.
- Gayet, G. *et al.* 2011. Effects of seasonality, isolation and patch quality for habitat selection processes by mute swans *Cygnus olor* in a fishpond landscape. *Oikos* 120 : 801–812.
- Gilbert-Norton, L. *et al.* 2010. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conserv. Biol.* 24 : 660–668.
- Girardin, P. *et al.* 1999. Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. - *J. Sustain. Agric.* 13 : 5–21. Dans Bockstaller et Girardin 2003.
- Glossaire sur l'eau – Eau France - <http://www.glossaire.eaufrance.fr>;
- Gorham E. 1991. Northern peatlands : role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* 1 : 182–195.
- Gosz, J. R. 1993. Ecotone hierarchies. *Ecol. Appl.* : 370–376.
- Groffman, P. M. et Tiedje, J. M. 1988. Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J. USA*.
- Groffman, P. M. *et al.* 1991. Denitrification in grass and forest vegetated filter strips. *J Environ Qual* : 671–674.
- Gu, F. *et al.* 2007. Roughness coefficient for unsubmerged and submerged reed. *J. Hydrodyn. Ser B* 19 : 421–428.
- Gumbrecht, T. 1993. Nutrient removal processes in fresh-water submersed macrophyte systems. *Ecol. Eng.* : 1–30.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern : what is the state of the art ? *Ecosystems* 1 : 143–156.
- Haddad, N. M. *et al.* 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84 : 609–615.
- Hall, L. S. *et al.* 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull.* : 173–182.
- Hargis, C. *et al.* 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landsc. Ecol.* 13 : 167–186.
- Haycock, N. et Pinay, G. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J Env. Qual* : 273–278.
- Hefting, M. *et al.* 2004. Water table elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climatic gradient. *Biogeochemistry* 67 : 113–134.
- Hefting, M. *et al.* 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecol. Eng.* : 465–482.
- Heink, U. et Kowarik, I. 2010. What are indicators ? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecol. Indic.* 10 : 584–593.
- Heller, R. 2015. « Oxydoréductions, biologie », *Encyclopædia Universalis* [en ligne], consulté le 28 janvier 2015.
- Hess, G. R. et Fischer, R. A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landsc. Urban Plan.* 55 : 195–208.

- Hickey, M. B. C. et Doran, B. 2004. A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Qual. Res. J. Can.* 39 : 311–317.
- Hill, A. R. et Cardaci, M. 2004. Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68 : 320–325.
- Hilty, J. A. *et al.* 2006. *Corridor ecology : the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press.
- Hoffmann, C. C. *et al.* 1993. Vand-og stofbalance i en natureng, Miljøprojekt nr. 231. Miljøstyrelsen. Dans Davidsson *et al.* 2000.
- Hooftman, D. A. *et al.* 2003. Effects of habitat fragmentation on the fitness of two common wetland species, *Carex davalliana* and *Succisa pratensis*. *Oecologia* 134 : 350–359.
- Houlahan, J. E. *et al.* 2006. The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands* 26 : 79–96.
- Howard, A.D., 1997. Simulation of gully erosion and bistable landforms. In : Wang, S.S.Y., Langendoen, E.J., Shields, F.D. (Eds.), *Proc. of the Conf. on Management of Landscapes Disturbed by Channel Incision*. Center for Computational Hydroscience and Engineering. The University of Mississippi, Oxford, MS, pp. 516–521. Dans Poesen 2003.
- Husson, F., *et al.* 2010. Principal component methods hierarchical clustering partitionnal clustering : why would we need to choose for visualizing data ? Rapport technique.
- Hunter, R. G. *et al.* 2001. Nitrogen, phosphorous, and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41 : 274–281.
- Institut National de l'Information Géographique et Forestière 2011. BD TOPO® Version 2.1.
- Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques 2015. Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. *Climate Change 2007 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Core Writing Team RK Pachauri, A Reisinger (eds.).
- IUCN 2015. *Global Invasive Species Database*.
- Jacobs, A. D. *et al.* 2010. Developing an index of wetland condition from ecological data : an example using HGM functional variables from the Nanticoke watershed, USA. *Ecol. Indic.* : 703–712.
- Jacobsen, C., *et al.* 2000. Soft X-ray spectroscopy from image sequences with sub-100 nm spatial resolution. Jaeger, J. A. Landscape division, splitting index, and effective mesh size : new measures of landscape fragmentation. *Landsc. Ecol.* 15 : 115–130.
- Jaeger, J. A. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landsc. Ecol.* 15 : 115–130.
- Jahn, R. *et al.* 2006. *Guidelines for soil description*. FAO Rome, Italy.
- Jeanmougin, M. *et al.* 2014. Synthèse bibliographique des changements d'échelles cartographiques et des relations écologiques entre les espèces et leurs habitats : 83.
- Jones, A. *et al.* 2005. *Soil atlas of Europe*. European Commission.
- Jordan, T. E. *et al.* 2003. Nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 32 : 1534–1547.
- Kadlec RH. 2000. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecol Eng.* 15: 105–19. Dans Kjellin *et al.* 2007.
- Kadlec, R. H. 1990. Overland flow in wetlands : vegetation resistance. *J. Hydraul. Eng.* 116 : 691–706.
- Kayranli, B. *et al.* 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands : a critical review. *Wetlands* 30 : 111–124.
- Keller, L. F. et Waller, D. M. 2002. Inbreeding effects in wild populations. *Trends Ecol. Evol.* 17 : 230–241.

- Kelley, C. A. *et al.* 1995. Methane dynamics across a tidally flooded riverbank margin. *Limnology and Oceanography* 40 : 1112–1129 Dans Kayranli *et al.* 2010.
- Kindlmann, P. et Burel, F. 2008. Connectivity measures : a review. *Landsc. Ecol.* 23 : 879–890.
- Kjellin, J. *et al.* 2007. Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden. *Adv. Water Resour.* 30 : 838–850.
- Klemm, D. J. *et al.* 2003. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environ. Manage.* : 656–669.
- Koivusalo, H. *et al.* 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12 : 1211–1227.
- Kröger, R. *et al.* 2009. Evaluating the influence of wetland vegetation on chemical residence time in Mississippi Delta drainage ditches. *Agric. Water Manag.* 96 : 1175–1179.
- Lahti, D. C. 2001. The " edge effect on nest predation " hypothesis after twenty years. *Biol. Conserv.* 99 : 365–374.
- Lamb, J. A. *et al.* 2014. Understanding nitrogen in soils : 4.
- Lane E.W., 1955. The Importance of Fluvial Morphology in Hydraulic Engineering. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Hydraulics Division 81, paper n° 745.
- Laplace-Dolonde, A. 1994. L'histosol, descripteur privilégié du marais tourbeux (Histosol, as the major descriptor of peatland). *Bull. Assoc. Géographes Fr.* 71 : 294–306.
- Larue JP. 2004. Morphodynamique fluviale actuelle d'origine anthropique : exemples dans le bassin de la Loire (France) / Human impacts on present day fluvial morphodynamics : examples from the Loire river basin (France). In : Géomorphologie : relief, processus, environnement. 10(2) : 127-138.
- Le Bissonnais, Y. *et al.* 2005. Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. *Catena* 62 : 111–124.
- Le Coz J. 2003. Réponse hydraulique d'un bras mort au signal hydrologique de la rivière. Mémoire de DEA, Cemagref.
- Leduc, C. *et al.* 2001. Long-term rise in a Sahelian water-table : the Continental Terminal in South–West Niger. *Journal of Hydrology* 243 (1– 2), 43– 54. Dans Poesen 2003.
- Lehmann, J., *et al.* 2007. Organic matter stabilization in soil microaggregates : implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms. *Biogeochemistry.* 85 : 45–57. Dans Manjaiah *et al.* 2010.
- Lehtinen, R. M. *et al.* 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands* 19 : 1–12.
- Leibowitz, S. G. et K. C. Vining. 2003. Temporal connectivity in a prairie pothole complex. *Wetlands* 23 : 13–25. Dans Leibowitz 2003.
- Leibowitz, S. G. 2003. Isolated wetlands and their functions : an ecological perspective. *Wetlands* 23 : 517–531.
- Li, Y., 1995. Plant Roots and Soil Anti-Scourability on the Loess Plateau. National Natural Science Foundation of China, Science Press, Beijing, 133 pp. Dans Poesen 2003.
- Li, Y., *et al.* 2004. Gully Erosion under Global Change. Sichuan Science and Technology Press, Chengdu, China 7-5364-5423-6 (354 pp.). Dans Torri et Poesen 2014.
- Li H., et Reynolds J. F. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* 75:2446–55. Dans Gustafson 1998.
- Lienert, J. et Fischer, M. 2003. Habitat fragmentation affects the common wetland specialist *Primula farinosa* in north-east Switzerland. *J. Ecol.* 91 : 587–599.
- Lin, Y.-F. *et al.* 2002. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environ. Pollut.* 119 : 413–420.

- Liu, X. *et al.* 2008. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping : A review and analysis. *J. Environ. Qual.* 37 : 1667–1674.
- Louvel, J. *et al.* 2013a. EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce. MNHN-DIREV-SPN, MEDDE. Paris : 289.
- Louvel, J. *et al.* 2013b. EUNIS. Correspondances entre les classifications EUNIS et CORINE Biotopes. Habitats terrestres et d'eau douce. Version 1. MNHN-DIREV SPN, MEDDE. Paris : 43.
- Lowrance, R. *et al.* 1995. Denitrification in a restored riparian forest wetland. *J. Environ. Qual.* : 808–815.
- Lyons, J. *et al.* 2000. Grass versus trees : managing riparian areas to benefit streams of central North America. *J Am Water Resour As* : 919–930.
- Maciejewski, L. *et al.* 2016. État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. *Rev. Ecol. Terre Vie*
- Magette, WL. *et al.* 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Trans. Am. Soc. Agric. Engineers* 32 : 663–667. Dans Hickey et Doran 2004.
- Malavoi, JR et Adam, Ph. 2007. Les interventions humaines et leurs impacts hydromorphologiques sur les cours d'eau. *Ingénieries* 50 : 35-48.
- Malavoi JR et Bravard JP. 2010. *Éléments d'hydromorphologie fluviale*. Onema. 224 p.
- Malavoi J.R. *et al.* 2011. *Éléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière*. Onema. 216 p.
- Maltby, E. 2009. *Functional assessment of wetlands. Towards evaluation of ecosystem services*. Woodhead Publishing.
- Maltby E. et Immirzi P. 1993. Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils, regional and global perspectives. *Chemosphere* 27 : 999–1023.
- Mander, Ü. *et al.* 2005. Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecol. Eng.* 24 : 421–432.
- Manjaiah, K. M. *et al.* 2010. Study of clay-organic complexes. *Curr. Sci.* 00113891 98 : 915–921.
- Martin J. *et al.* 2003. Effects of *Typha latifolia* transpiration and harvesting on nitrate concentrations in surface water of wetland microcosms. *Wetlands* 23 : 835–844.
- Matheson, F. E. et Sukias, J. P. 2010. Nitrate removal processes in a constructed wetland treating drainage from dairy pasture. *Ecol. Eng.* 36 : 1260–1265.
- MEDD et de l'Énergie et Groupement d'Intérêt Scientifique Sol 2013. *Guide d'identification et la délimitation des sols de zones humides*. 63 p.
- Mitra S. *et al.* 2005. An Appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science* 88(1) : 30.
- Mitra, S. *et al.* 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Curr. Sci.* 88 : 25.
- Mitsch, W. J. et Gosselink, J. G. 1993. *Wetlands*. Van Nostrand Reinold Company. Dans Fustec et Lefeuvre 2000.
- Mitsch, W. J. et Gosselink, J. G. 2000. *Wetlands*.
- Mitsch, W. J. et Gosselink, J. G. 2007. *Wetlands*. Hoboken. - New Jersey : John Wiley & Sons, Inc.
- Mitsch, W. J. *et al.* 1995. Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes. *Ecol. Appl.* : 830–845.
- Mitsch, W. J. *et al.* 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landsc. Ecol.* 28 : 583–597.
- Mooney, H. A. et Cleland, E. E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *PNAS* 98 : 5446–5451.

- Morrison, M. L. *et al.* 2006. Wildlife-habitat relationships : concepts and applications. Island Press.
- Moser, K. *et al.* 2007a. Characterization of microtopography and its influence on vegetation patterns in created wetlands. *Wetlands* 27 : 1081–1097.
- Moser, B. *et al.* 2007b. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landsc. Ecol.* 22 : 447–459.
- Moeyersons, J., 2000. Desertification and man in Africa. *Bulletin of the Royal Academy of Overseas Science, Brussels* 46, 151–170. Dans Poesen 2003.
- Motyka, J. *et al.* 1950. Preliminary studies on meadows in the south-east of Lublin province. - *Ann Univ Mariae Curie-Sklodowska* 5E : 367–447.
- Munafò, M. *et al.* 2005. River pollution from non-point sources : a new simplified method of assessment. *J. Environ. Manage.* 77 : 93–98.
- Munoz-Fuentes, V. *et al.* 2006. Hybridization between white-headed ducks and introduced ruddy ducks in Spain. *Mol. Ecol.* 16 : 629–638.
- Musy, A. et Soutter, M. 1991. *Physique du sol*. PPUR presses polytechniques.
- National Research Council. 1995. Wetlands characteristics and boundaries : 268. Dans Fustec et Lefeuvre 2000.
- Needelman, B. A. *et al.* 2007. Drainage Ditches Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection : An overview. *J. Soil Water Conserv.* 62 : 171–178.
- Nielsen, S. N. et Jørgensen, S. E. 2013. Goal functions, orientors and indicators (GoFORit's) in ecology. Application and functional aspects – Strengths and weaknesses. *Ecol. Indic.* 28 : 31–47.
- Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience* 33 : 700–706.
- Noss, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories : a look at The Nature Conservancy (USA). *Biol. Conserv.* 41 : 11–37.
- NRC 1993. Soil and water quality an agenda for agriculture. National academy press. Washington D.C. USA. Dans Carpenter *et al.* 1998.
- Odum, E. P. *et al.* 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders Philadelphia.
- Odum, W. E. *et al.* 1995. Nature's pulsing paradigm. *Estuaries* 18 : 547–555.
- Oertli, B. *et al.* 2002. Does size matter ? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.* 104 : 59–70.
- O'Geen A.T. *et al.* 2006. Erodibility of agricultural soils, with examples in Lake and Mendocino countries. Oakland : University of California, Division of Agriculture and Natural Resources. Publication 8194. Dans Essien 2013.
- Onema. 2015. Pour une conception et une réalisation des IOTA de moindre impact environnemental – Modalités d'expertise, préconisations techniques et retours d'expériences - Tome 5 : expertise des mesures de compensation écologique. Collection « Guides et protocoles ». Onema. 76 p.
- Oraison, F. *et al.* 2011. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? *Pô Hydroécologie Cours Eau Onema-Irstea Lyon MAEP-LHQ* 42p.
- Organisation for Economic Co-Operation Development, 2003. Core Environmental Indicators. Development Measurement et Use. OECD, Paris, 37 pp. dans Heink et Kwarik (2010).
- Orrock, J. L. *et al.* 2003. Spatial ecology of predator-prey interactions : corridors and patch shape influence seed predation. *Ecology* 84 : 2589–2599.
- Osborne, L. L. et Kovacic, D. A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshw. Biol.* 29 : 243–258.
- Pasitschniak-Arts, M. *et al.* 1998. Duck nesting success in a fragmented prairie landscape : is edge effect important ? *Biol. Conserv.* 85 : 55–62.

- Peintinger, M. *et al.* 2003. Species-area relationships and nestedness of four taxonomic groups in fragmented wetlands. *Basic Appl. Ecol.* 4 : 385–394.
- Picard, C. *et al.* 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresour. Technol.* 96 :1039–1047.
- Pickett S. T. A. et White P. S.1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, NewYork. Dans Walker 2011.
- Piegay H. 1996. La forêt d'inondation de cinq rivières du bassin rhodanien : de la notion de patrimoine écologique à celle d'espace-tampon. *Annales de Géographie*, 105 n°590 : 347-368.
- Pielou, E. C. 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *J. Theor. Biol.* : 370–383.
- Pinay, G. *et al.* 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environ. Manage.* 30 : 481–491.
- Pinay, G. *et al.* 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshw. Biol.* 52 : 252–266.
- Plénet, S. 2006. Invasion par la grenouille rieuse (groupe *ridibunda*) : conséquences génétiques et écologiques sur les complexes d'hybridogénèse des grenouilles vertes. 77–81.
- Poe, A. C. *et al.* 2003. Denitrification in a constructed wetland receiving agricultural runoff. *Wetlands* 23 : 817–826.
- Poesen, J. *et al.* 2003. Gully erosion and environmental change : importance and research needs. *Catena* 50 : 91–133.
- Poesen, J.W.A. *et al.* 2011. Gully erosion : procedures to adopt when modelling soil erosion in landscapes affected by gullyng. Chpt. 19. In : Morgan, R.P.C.,Nearing, M.A. (Eds.), *Handbook of Erosion Modelling*. Wiley-Blackwell. pp. 360–386. Dans Torri et Poesen 2014.
- Prevedello, J. A. et Vieira, M. V. 2010. Does the type of matrix matter ? A quantitative review of the evidence. *Biodivers. Conserv.* 19 : 1205–1223.
- Price, J. S. *et al.* 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands : an overview of management approaches. *Wetl. Ecol. Manag.* 11 : 65–83.
- Puigdefábregas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surf. Process. Landf.* 30 : 133–147.
- Puth, L. M. et Wilson, K. A. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control : lessons from rivers and streams. *Conserv. Biol.* 15 : 21–30.
- Quemeneur, G. 1987. La dynamique du phosphore sur un bassin versant expérimental en région d'élevage intensif. *Ecole nationale des ingénieurs des travaux ruraux et des techniques sanitaires*.
- Ramade, F. 2008. *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*.
- Rawls, W. J. *et al.* 1982. Estimation of soil water properties. *Trans Asae* 25 : 1316–1320.
- Reddy, K. R. et D'angelo, E. M. 1994. Soil processes regulating water quality in wetlands. - *Glob. Wetl. Old World New* : 309–324. Dans Mitsch et Gosselink 2007.
- Reddy, K. R. *et al.* 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands : a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 29 : 83–146.
- Reino, L. *et al.* 2009. Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation : Interactions affecting farmland birds around forest plantations. *Biol. Conserv.* 142 : 824–838.
- Richardson, C.J., 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228, 1424–1427. Dans Mander *et al.* 2005.
- Riverain, C. et Salinesi, P.-J. 2012. Les Méthodes d'Évaluation Rapides des zones humides américaines et leur transposabilité au territoire français dans le cadre de mesures compensatoires. 106.

- Rizkalla, C. E. et Swihart, R. K. 2006. Community structure and differential responses of aquatic turtles to agriculturally induced habitat fragmentation. *Landsc. Ecol.* 21 : 1361–1375.
- Robinson, S. K. *et al.* 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267 : 1987–1990.
- Roig, L. C. 1994. Hydrodynamic Modeling of Flows in Tidal Wetlands, Ph.D. Thesis, University of California, Davis. Dans Tsihrintzis et Madielo 2000.
- Rollet, A.J. *et al.* 2006. Impact des extractions de graviers dans le lit mineur sur la géométrie des zones aquatiques pérfuviales du Doubs (France). *Géographie physique et Quaternaire.* 60(3) :253-269.
- Rydin, H. et Jeglum, J. 2013. *The biology of peatlands.* OUP Oxford.
- Sabater, S. *et al.* 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient : patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6 : 20–30.
- Saggarr, S. *et al.* 2013. Denitrification and N₂O:N₂ production in temperate grasslands : Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. *Sci. Total Environ.* 465 : 173–195.
- Saxton, K. E. et Rawls, W. J. 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70 : 1569–1578.
- Schmidt, M. W. I. *et al.* 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478 : 49–56.
- Schumm SA. 1977. *The Fluvial System.* New York, Wiley & Sons.
- Schwenk, W. S. et Donovan, T. M. 2011. A multispecies framework for landscape conservation planning. *Conserv. Biol.* 25 : 1010–1021.
- Semlitsch, R. D. et Jensen, J. B. 2001. Core habitat, not buffer zone. *Natl. Wetl. Newsl.* 23 : 5–6.
- Semlitsch, R. D. et Bodie, J. R. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conserv. Biol.* 17 : 1219–1228.
- Shannon, C. E. et Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication.* Ill. Univ. Ill. Press.
- Shen, Z. *et al.* 2010. Parameter uncertainty analysis of non-point source pollution from different land use types. *Sci. Total Environ.* 408 : 1971–1978.
- Sidorchuk, A., Grigore'v, V., 1998. Soil erosion on the Yamal Peninsula (Russian Arctic) due to gas field exploitation. *Advances in GeoEcology* 31, 805–811. Dans Poesen 2003.
- Siegel, D. I. 1987. A review of the recharge-discharge function of wetlands. In : *The ecology and management of wetlands.* Springer, pp. 59–67.
- Šimek, M. et Cooper, J. 2002. The influence of soil pH on denitrification : progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *Eur. J. Soil Sci.* 53 : 345–354.
- Skaggs, R. W. *et al.* 1994. Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 24 : 1–32.
- Smith, J. N. M. et Hellmann, J. J. 2002. Population persistence in fragmented landscapes. *Trends Ecol. Evol.* 17 : 397–399.
- Smith, R. D. *et al.* 1995. An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices.
- Smith, R. D. *et al.* 2013. Hydrogeomorphic (HGM) approach to assessing wetland functions : Guidelines for developing guidebooks (Version 2).
- Sordello R. *et al.* 2013. Synthèses bibliographiques sur les traits de vie de 39 espèces proposées pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue relatifs à leurs déplacements et besoins de continuité écologique. Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) - Service du Patrimoine naturel et Office pour les insectes et leur environnement (Opie). 20 pages + 39 fiches.

- Soulé, M. E. et Gilpin, M. E. 2001. The theory of wildlife corridor capability. *Nature Conservation* 2 : the role of corridors. Eds Saunder Hobbs RJ : 3–8.
- Stanek, W. et Silc, T. 1977. Comparisons of four methods for determination of degree of peat humification (decomposition) with emphasis on the von post method. *Can. J. Soil Sci.* 57 : 109–117.
- Steiger J., Tabacchi E., Dufour S, Corenblit D., Peiry JL. 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems : a review for the temperate zone.
- Stein, E. D. *et al.* 2009. Validation of a wetland rapid assessment method : use of EPA's level 1-2-3 framework for method testing and refinement. *Wetlands* 29 : 648–665.
- Stevens, R. J, *et al.* 1998. Soil pH affects the process reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*,30, 1119–1126. Dans Simek et Cooper 2002.
- Stoddard, J. L. *et al.* 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *J. North Am. Benthol. Soc.* 27 : 878–891.
- Sutula, M. A. *et al.* 2006. A practical guide for the development of a wetland assessment method : the California experience¹. Wiley Online Library.
- Syversen, N. 2002. Cold-climate vegetative buffer zones as filters for surface agricultural runoff.
- Tabacchi, E. *et al.* 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrol. Process.* 14 : 2959–2976.
- Tabarelli, M. *et al.* 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 91 : 119–127.
- Tanner, C. C. *et al.* 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Water Res.* 29 : 17–26.
- Tate, K. R. 1984. The biological transformation of P in soil. - In : *Biological Processes and Soil Fertility*. Springer, pp. 245–256.
- The Potash Development Association 2011. *Soil Analysis - Key to Nutrient Management Planning*. 12.
- Thévenot, J. 2013. Synthèse et réflexions sur des définitions relatives aux invasions biologiques. Préambule aux actions de la stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes (EEE) ayant un impact négatif sur la biodiversité. 32.
- Thévenot, J. 2014. Liste de référence des espèces de vertébrés introduits en France métropolitaine élaborée dans le cadre de la méthodologie de hiérarchisation des espèces invasives. Rapport d'étape n°1. 23 p + annexe.
- Tischendorf, L. et Fahrig, L. 2000a. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90 : 7–19.
- Tischendorf, L. et Fahrig, L. 2000b. How should we measure landscape connectivity ? *Landsc. Ecol.* 15 : 633–641.
- Torri, D. et Poesen, J. 2014. A review of topographic threshold conditions for gully head development in different environments. *Earth-Sci. Rev.* 130 : 73–85.
- Trimble, S. W. et Mendel, A. C. 1995. The cow as a geomorphic agent—a critical review. *Geomorphology* 13 : 233–253.
- Tsihrintzis, V. A. et Madiedo, E. E. 2000. Hydraulic resistance determination in marsh wetlands. *Water Resour. Manag.* 14 : 285–309.
- Turner, B. L. et Blackwell, M. S. A. 2013. Isolating the influence of pH on the amounts and forms of soil organic phosphorus. *Eur. J. Soil Sci.* 64 : 249–259.
- Ullah, S. et Faulkner, S. P. 2006. Denitrification potential of different land-use types in an agricultural watershed, lower Mississippi valley. *Ecol. Eng.* 28 : 131–140.

- Valentin, C. *et al.* 2005. Gully erosion : impacts, factors and control. *Catena* 63 : 132–153.
- Valéry, L. *et al.* 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biol. Invasions* 10 : 1345–1351.
- Valéry, L. *et al.* 2009. Invasive species can also be native... *Trends Ecol. Evol.* 24 : 585.
- Vandaele, K. *et al.* 1996. Geomorphic threshold conditions for ephemeral gully incision. *Geomorphology* 16 : 161–173.
- Viaud, V. *et al.* 2004. Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes, from local to catchment scale. *Environ. Manage.* 34, 559–573. Dans Dorioz *et al.* 2006.
- Von Post, L. 1922. Sveriges geologiska undersöknings torvinventering och niLgra av dess hittills vunna resultat. *Sv. Mosskulturförening, Tidskr. I* : I-27. Dans Stanek *et al.* 1977.
- Vought, L. *et al.* 1994. Nutrient Retention in riparian ecotones. *Ambio* : 342–348.
- Walker L. R. 1999. *Ecosystems of Disturbed Ground. Ecosystems of the World Series.* Elsevier, Amsterdam. Dans Walker 2011.
- Walker, L. R. 2011. Integration of the study of natural and anthropogenic disturbances using severity gradients. *Austral Ecol.* 36 : 916–922.
- Wang, G. *et al.* 2014. Role of soil erodibility in affecting available nitrogen and phosphorus losses under simulated rainfall. *J. Hydrol.* 514 : 180–191.
- Wasson, J.-G. *et al.* 2001. Définition des hydroécorégions françaises. Méthodologie de détermination des conditions de référence au sens de la Directive cadre pour la gestion des eaux. 69.
- Wasson, J.-G. *et al.* 2004. Les hydro-écórégions: une approche fonctionnelle de la typologie des rivières pour la Directive cadre européenne sur leau. *Ingénieries-EAT*: 3–10.
- Weitz, A. M. *et al.* 2001. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils : effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biol. Biochem.* 33 : 1077–1093.
- Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. 59 p.
- Wettstein, W. *et al.* Schmid, B. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands : effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *J. Appl. Ecol.* 36 : 363–373.
- Whalen, S. 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environ. Eng. Sci.* 73–94.
- White, F. M. 2005. 3.5 Open Channel Flow. *CRC Handb. Mech. Eng.* : 66.
- Whiting, G. J. *et al.* Chanton, J. P. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands : methane emission versus carbon sequestration. *Tellus B* 53 : 521–528.
- Whittier, T. R. *et al.* 2007. A structured approach for developing indices of biotic integrity : three examples from streams and rivers in the western USA. *Trans. Am. Fish. Soc.* : 718–735.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Funct. Ecol.* 3 : 385–397.
- Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes : taking landscape ecology into the water. *Freshw. Biol.* 47 : 501–515.
- Wiens, J. A. *et al.* 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* : 369–380.
- Williams, P. *et al.* 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Conserv.* 115 : 329–341.
- Wischmeier, W. H. *et al.* Mannering, J. V. 1969. Relation of soil properties to its erodibility. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 33 : 131–137.
- Woltemade, C. J. 2000. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water. *J. Soil Water Conserv.* 55 : 303–309.

- Wörman, A., et Kronnäs, V. 2005. Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *J Hydrol.* 301 : 123–38.
- Youngquist, M. B. et Boone, M. D. 2014. Movement of amphibians through agricultural landscapes : The role of habitat on edge permeability. *Biol. Conserv.* 175 : 148–155.
- Zedler, J. B. 2004. Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands : Opportunities, Opportunists, and Outcomes. *Crit. Rev. Plant Sci.* : 431–452.
- Zhang, H. et Huang, G. H. 2011. Assessment of non-point source pollution using a spatial multicriteria analysis approach. *Ecol. Model.* 222 : 313–321.

Références des rapports de stages associés à la conception de la méthode

- Buelhoff, K. 2015. La validation d'une méthode d'évaluation rapide des zones humides pour l'Isère.: 34.
- Buelhoff K., Jaymond D., 2015. Etude d'une méthode d'évaluation des zones humides : la validation et l'application d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides. Rapport technique IRSTEA, 79 p.
- Deloison C., Loisy A., 2015. Étude de la construction d'une Méthode d'évaluation rapide des zones humides de sa mise en œuvre à la représentation des résultats. Rapport de Master 2, PolyTech Tours/Université François Rabelais de Tours, 125 p.
- Durántez Jiménez P., 2015. Contribution à l'élaboration d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides : échantillonnage des sites, applications géomatiques et prospections de terrain. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale de l'Onema à Toulouse, 71 p.
- Giraud F., 2015. Contribution à l'élaboration d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides : échantillonnage des sites et applications géomatiques. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale Nord-Est de l'Onema, 55 p.
- Jaymond, D. 2015. Etude d'une méthode d'évaluation rapide des zones humides - La validation et l'application d'une méthode d'évaluation l'rapide des fonctions des zones humides.: 65.
- Juhel C., 2015. Contribution à la construction d'une méthode rapide d'évaluation des fonctions des zones humides. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale de l'Onema à Compiègne, 68 p.
- Longa S., 2014. Contribution à l'élaboration d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides : échantillonnage des sites, applications géomatiques et prospection sur le terrain. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale de l'Onema à Metz, 145 p.
- Simon O., 2014. Contribution à la construction d'une méthode rapide d'évaluation des fonctions des zones humides : évaluation du potentiel de restauration. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale de l'Onema à Rennes, 170 p.

Références des rapports de stages qui ont précédé la conception de la méthode

- Etchecopar Etchart, C. 2011. La gestion des zones humides dans les dossiers Loi sur l'eau Etat des lieux de la mise en œuvre des mesures compensatoires : 74.
- Martin, L. 2012. La gestion des zones humides dans les dossiers loi sur l'eau : amélioration des avis techniques pour une meilleure mise en œuvre des mesures compensatoires zones humides : 129.
- Schwoertzig, E. 2011. Sélection d'indicateurs appropriés à la définition d'échelles d'équivalence écologique - Analyse de la pertinence de méthodes d'évaluation développées pour les zones humides aux Etats-Unis et appliquées au département de l'Isère : 34.



Résumé

Les engagements pris par l'État français au titre de la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE) reposent sur deux principes majeurs : (1) prévenir toute dégradation supplémentaire de l'état des écosystèmes aquatiques, terrestres et des zones humides qui en dépendent directement et (2) préserver les écosystèmes aquatiques (Registre des zones protégées-DCE) et en améliorer l'état par la reconquête du bon état des eaux. En conséquence, concevoir et réaliser des projets dits de « moindre impact environnemental » suppose de respecter la séquence « éviter, réduire, compenser » (dite « ERC ») et de connaître la réglementation s'y afférant (voir lignes directrices dans CGDD et DEB 2013).

Les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques des zones humides (ZH) sont souvent mises en avant dans les politiques publiques de préservation des milieux naturels. Face à ce constat, les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) 2016-2021 prescrivent désormais que les projets d'installation, ouvrages, travaux ou activités (IOTA) entraînant une détérioration partielle ou totale de ZH doivent être accompagnés de mesures compensatoires permettant la restauration, la réhabilitation et la création de ZH équivalentes d'un point de vue fonctionnel. En conséquence, concevoir et réaliser des projets dits de « moindre impact environnemental » suppose de respecter la séquence « éviter, réduire, compenser » (dite ERC), de connaître la réglementation s'y afférant ainsi que les fonctions vraisemblablement réalisées dans ces zones humides.

Cette méthode nationale permet une évaluation rapide des fonctions des zones humides continentales (au sens de l'Art. L.211-1 du Code de l'environnement) en France métropolitaine et de vérifier qu'un certain nombre de principes de la compensation sont bien respectés. La méthode a été conçue sur la base d'un mécanisme d'allers-retours entre des recherches bibliographiques, le test de prototypes de méthode (sur environ 220 sites) et la révision de la méthode sur la base des retours critiques des partenaires.

Trois fonctions hydrologiques, cinq fonctions biogéochimiques et deux fonctions en rapport avec l'accomplissement du cycle biologique des espèces sont évaluées. L'évaluation de ces fonctions est réalisée en tenant compte des propriétés intrinsèques du site (en zone humide) et également de son environnement (sa zone contributive, sa zone tampon, son paysage et aussi éventuellement le cours d'eau associé).

Les informations relevées durant l'évaluation sur un site impacté et un site de compensation permettent de renseigner deux diagnostics :

- le diagnostic de contexte permet de vérifier que les conditions sont bien réunies pour que l'équivalence fonctionnelle puisse être évaluée avec cette méthode : est-il pertinent de comparer les fonctions sur le site impacté et sur le site de compensation ?
- le diagnostic fonctionnel permet d'apprécier l'intensité probable de chaque fonction par l'intermédiaire d'une batterie d'indicateurs.

Le résultat des évaluations sur le site impacté avant et après impact et sur le site de compensation avant et après action écologique permet d'évaluer la vraisemblance d'une équivalence fonctionnelle, indicateur par indicateur, fonction par fonction, à l'issue des mesures de compensation.

Une notice et un tableur sont associés à la méthode pour l'appliquer et afficher le résultat de l'évaluation. Cette méthode a vocation à être mise à jour, complétée et révisée dans le futur. Cette méthode s'adresse à un public technique en charge de la réalisation, l'instruction ou la rédaction d'avis techniques sur des dossiers « loi sur l'eau » portant sur les zones humides.