

# **Kritische depositiewaarden voor stikstof voor duurzame instandhouding van Europese habitattypen in Vlaanderen**

**Maarten Hens & Johan Neiryck**

NOTA voor WBC Referentiewaarden

16 oktober 2013

# Inhoud

<b>1</b>	<b>Inleiding.....</b>	<b>3</b>
1.1	Inleiding.....	3
1.1.1	Situering milieudruk .....	<b>Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.</b>
1.2	Doelstelling nota .....	<b>Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.</b>
1.3	Leeswijzer .....	<b>Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.</b>
<b>2</b>	<b>Kritische depositiewaarden .....</b>	<b>4</b>
2.1	Inleiding.....	4
2.2	Actueel gebruik kritische depositiewaarden in het milieubeleid in Vlaanderen...	4
2.3	Vraag voor KDW in IHD-beleid .....	5
2.4	Mogelijkheden tot verdere verfijning van kritische lasten voor verzurende en vermestend stikstof in Vlaanderen.....	<b>Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.</b>
<b>3</b>	<b>Bepaling van kritische depositiewaarden .....</b>	<b>6</b>
3.1	Modelmatig.....	6
3.2	Empirisch .....	<b>Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.</b>
<b>4</b>	<b>Kritische lasten per habitatype .....</b>	<b>9</b>
4.1	Inleiding.....	9
4.2	Aanpak in Nederland.....	9
4.3	Bruikbaarheid van Nederlandse waarden voor Vlaanderen .....	10
4.4	Naar waarden voor Vlaanderen .....	14
4.5	Mogelijkheden tot verdere verfijning van kritische lasten voor verzurende en vermestend stikstof in Vlaanderen.....	<b>Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.</b>
<b>5</b>	<b>Mogelijkheden tot verfijning van kritische depositiewaarden in Vlaanderen .....</b>	<b>16</b>
	<b>Referenties .....</b>	<b>17</b>
	<b>Bijlage A: Referentiewaarden grondwaterpeilen volgens NICHE Vlaanderen .....</b>	<b>19</b>

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Momenteel werkt de Vlaamse overheid een implementatieplan uit voor het realiseren van de instandhoudingsdoelstellingen voor Europees beschermde natuur in Vlaanderen. Eén van de onderdelen van dat implementatieplan vormt het borgen en waar nodig creëren van een milieukwaliteit die een duurzame instandhouding van habitattypen en soorten mogelijk maakt. De Vlaamse overheid wil daarom werk maken van natuurgerichte milieukwaliteitsnormen, die o.a. in het kader van de Passende Beoordeling en natuurherstel kunnen gebruikt worden.

Op vraag van het Agentschap voor Natuur en Bos is het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek in 2013 gestart met een project gericht op het bepalen van streef- en grenswaarden voor de voornaamste milieudrukken in relatie tot de duurzame instandhouding van habitattypen. De aanpak en resultaten van dit project worden opgevolgd door een Wetenschappelijke Begeleidingscommissie (WBC), waarin leden van de Vlaamse IHD-overleggroep vertegenwoordigd zijn.

Deze nota brengt een synthese van de beschikbare gegevens en kennis voor het vaststellen van habitatype-specifieke grenswaarden voor stikstofdepositie. Deze nota ligt voor ter bespreking in de WBC van 16 oktober 2013.

## 1.2 Situering milieudruk

De hoeveelheid stikstof die vanuit de lucht neerslaat op de bodem en geïntercepteerd wordt door vegetatie heeft een invloed op de biodiversiteit. De depositie van stikstofoxiden ( $\text{NO}_x$ ), ammoniak en ammoniumverbindingen ( $\text{NH}_y$ ) heeft zowel een verzurend als een vermestend effect. Door verzuring van de bovenste bodemlagen wijzigt o.a. de relatieve plantbeschikbaarheid van verschillende voedingselementen (Ca, Mg, K) en neemt het risico op aluminiumtoxiciteit toe, waardoor het bodemmilieu ongeschikt wordt voor verzuringsgevoelige (planten)soorten. Stikstofdepositie leidt ook tot een verhoogde plantbeschikbaarheid van stikstof, wat veelal leidt tot een verhoogde biomassa-productie en dominantie van snelgroeiende, productieve soorten ten nadele van soorten die gebonden zijn aan voedselarme standplaatsen. Voor een omvattende beschrijving van de vermestings- en verzuringsproblematiek in Vlaanderen door atmosferische depositie, verwijzen we o.a. naar de achtergrondrapporten bij de Vlaamse milieurapportering (MIRA, 2006, 2011). Onderstaande websites geven een overzicht van beschikbare Vlaamse feiten, cijfers en studies:

<http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/MIRA-T/milieuthemas/verzuring/>

<http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/MIRA-T/milieuthemas/vermesting/>

## 2 Kritische depositiewaarden

### 2.1 Inleiding

Om effecten van stikstofdepositie te kunnen inschatten, werden kritische lasten of kritische depositiewaarden (Engels: critical load) gedefinieerd: een kwantitatieve schatting van een blootstelling aan de depositie of de concentratie van één of meerdere pollutanten waaronder geen significante schadelijke effecten optreden aan ecosystemen volgens de huidige kennis naar structuur en functioneren (Nilsson & Grennfelt 1988). Kritische lasten kunnen gedefinieerd worden voor verschillende schadelijke effecten, bijv. daling biodiversiteit, wortelschade, vorstschade,... Zowel internationaal als werd er sindsdien een groot volume aan zowel experimenteel als modelmatig onderzoek verricht om voor verschillende bodems en vegetaties kritische depositiewaarden voor stikstofdepositie te bepalen.

Voor de bepaling van de kritische lasten wordt zowel vertrokken vanuit empirisch onderzoek (rond stikstofadditie) als bodembalansmodellen. Voor wat betreft dit laatste worden kritische lasten bepaald op basis van een statische massabalans, waarbij het aanvaardbare lange-termijn niveau van atmosferische depositie berekend wordt voor een ecosysteem dat in evenwicht is met de depositie (steady-state massa balans). In Vlaanderen werden in de periode 2000–2002 een reeks studies uitgevoerd om kritische depositiewaarden te bepalen aan de hand van de statische massabalansmethode (Janssen & Mensink 2002, Meykens & Vereecken 2001, Langouche *et al.* 2002). Dit wordt verder besproken in sectie 3.2.

De voorbije jaren werd vooral in Nederland een onderzoeksinspanning geleverd om de internationaal beschikbare kennis rond kritische depositiewaarden te koppelen aan de duurzame instandhouding van de habitattypen uit de bijlagen van de Habitatrichtlijn (Van Dobben *et al.* 2012; De Vries *et al.* 2007; Bobbink & Hettelingh 2011). De kritische depositiewaarde wordt hierbij gedefinieerd als de grens, waarboven de kwaliteit van het habitatype significant wordt aangetast door de verzurende en vermestende invloed van atmosferische stikstofdepositie. Effectieve verzuring/vermesting treedt pas op indien de depositie uitstijgt boven een bepaald niveau (men spreekt ook van critical load of duurzaam depositieniveau). Bijgevolg is de 'kritische last' een uitstekende maat om het effect van de verzurende/vermestende depositie te beoordelen in relatie tot de duurzame instandhouding van habitattypen. In sectie 3.1 gaan we verder in op de empirische kritische lasten.

### 2.2 Actueel gebruik kritische depositiewaarden in het milieubeleid in Vlaanderen

Als streefwaarden voor stikstofdepositie staat in Vlarem II (bijlage 2.4.2) volgende depositienormen opgenomen: 14 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> voor loofbos en 5,6 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> voor meer natuurlijke soortensamenstelling in naaldbos, heide op zandgrond en vennen.

Daarnaast worden in het Vlaamse milieubeleid momenteel reeds kritische depositiewaarden gebruikt in de milieu-effectrapportering (zie MER-richtlijnenhandboeken fauna en flora), bij het formuleren van beleidsdoelen in de milieubeleidsplanning (MINA-plan) en in de periodieke milieurapportering (MIRA) door de Vlaamse Milieumaatschappij.

## **2.3 Kritische depositiewaarden als grenswaarden in IHD-beleid**

Voor het IHD-beleid is er nood aan grens- en streefwaarden voor de milieukwaliteit en -druk. Een grenswaarde wordt hierbij gedefinieerd als die (waarde van een) milieukwaliteit of -druk die overeenkomt met de grens tussen een gunstige en ongunstige staat van instandhouding van een gegeven habitatype. Dit betekent dat waarden boven (of onder, naargelang de kwaliteits- of drukvariabele in kwestie) die grens geen duurzame instandhouding van het habitatype in kwestie toelaten.

Voor stikstofdepositie volgt uit de internationaal gehanteerde definitie van het concept kritische depositiewaarden als de grens waarboven het risico bestaat dat de kwaliteit van het habitat significant wordt aangetast door de verzurende en/of vermestende invloed van atmosferische stikstofdepositie (van Dobben et al. 2012), dat de kritische depositiewaarden in het IHD-beleid als grenswaarden moeten gehanteerd worden.

## 3 Bepaling van kritische depositiewaarden

### 3.1 Empirisch

Empirische kritische depositiewaarden zijn gebaseerd op experimenten en waarnemingen, zowel in het veld als in gecontroleerde (labo-)omstandigheden, waarbij het effect van stikstoftoedieningen nagegaan wordt op o.a. de productiviteit en de soortensamenstelling van vegetaties. Aan de hand van de waargenomen effecten, kunnen voor elk effect drempelwaarden voor stikstofaanrijking bepaald worden die aanleiding geven tot ongewenste of schadelijke effecten.

Binnen het kader van de Convention on long-range transboundary air pollution (CLRTAP) van de United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) wordt alle informatie m.b.t. stikstofeffecten op in Europa voorkomende vegetatietypen verzameld. De resultaten van al die studies worden door een reeks wetenschappelijke instellingen en kenniscentra geanalyseerd en geïntegreerd om tot kritische depositiewaarden te komen.

Voor de bepaling van empirische kritische depositiewaarden voor het effect 'soortenverlies' werden enkel additieproeven weerhouden die aan volgende criteria voldeden:

- Onafhankelijke behandelingen met enkel stikstof
- Geen bijkomende applicaties van bv. fosfor, kalium of kalkmeststoffen
- Addities  $< 150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$
- Duur van de proeven langer dan 2 jaar
- Proeven gelocaliseerd in Europa
- Bevatten data van plantsoortenrijkdom

Over de eerste kritische depositiewaarden werd een consensus bereikt in 2002 tijdens eens workshop met experts in Bern. Deze kritische lastwaarden werden voor internationaal gebruik gepubliceerd (Achermann & Bobbink, 2003). In 2009 werd op basis van nieuw ingezameld informatie (peer-reviewed publicaties, hoofdstukken uit wetenschappelijke literatuur, nationaal gepubliceerde en grijze literatuur) een herziening uitgevoerd van de empirische kritische lasten (Bobbink & Hettelingh, 2011).

Nieuwe wetenschappelijke informatie over de effecten van stikstof op (half-) natuurlijke ecosystemen is nu opgenomen in de Europese databank van empirische kritische depositiewaarden van stikstof. Deze werden geclassificeerd volgens ecosysteemtype binnen het European Nature Information System (EUNIS). Er werd vervolgens in het geactualiseerde document een appendix toegevoegd die het EUNIS-systeem (8 hiërarchische niveaus) koppelde met het habitat classificatiesysteem van de EU.

In de UNECE benadering worden de kritische lastwaarden aangegeven in de vorm van een range of bandbreedte (Bobbink & Hettelingh 2011). Dit bereik voor een kritische last wordt veroorzaakt door de variatie in bodem- en vegetatiekenmerken die binnen de breed gedefinieerde EUNIS-klassen aanwezig is. Deze variatie wordt ook voor een stuk versterkt door de verschillende meteorologische condities en bodemvariabiliteit waarin de stikstofadditieproeven werden uitgevoerd.

## 3.2 Modelmatig

Parallel aan de empirische studies, werden ook wiskundige modellen ingezet voor de bepaling van kritische stikstofbelastingniveaus van ecosystemen. Dergelijke modellen integreren de bestaande proceskennis m.b.t. de water-, stikstof- en mineralenhuishouding in het bodem–water–plant continuüm van ecosystemen.

Voor terrestrische ecosystemen wordt gewerkt met het statische massa balansmodel (SMB) terwijl voor aquatische ecosystemen het steady-state water chemistry model (SSWC) wordt toegepast (UBA 2004). De kritische last (*critical load*) wordt berekend volgens een internationaal vastgestelde methodologie berekend (Mapping Manual; UBA 2004), waarbij de kritische lastfunctie van stikstof in zijn eenvoudigste vorm wordt voorgesteld als de som van (i) de netto N immobilisatie in organisch bodemmateriaal, (ii) de netto verwijdering van N in de geoogste vegetatie, (iii) N-flux naar de atmosfeer door denitrificatie en (iv) uitspoeling van N beneden de wortelzone. Voor het verzurende effect is ook kennis vereist over zowel input van basische kationen (via verwerking en atmosferische depositie) als de output via houtimmobilisatie en uitspoeling.

Belangrijk hierbij is dat, in tegenstelling tot de empirische benadering, de kritische last niet rechtstreeks gelinkt wordt aan de biologische respons (o.a. wijzigingen in soortensamenstelling), maar gedefinieerd wordt via een chemisch criterium (zoals kritieke pH of stikstofconcentratie in de bodemoplossing).

In Vlaanderen werden via de statische massabalansmethode kritische lasten bepaald voor bossen (Craenen *et al.* 1996; Langouche *et al.* 2002) en voor heiden en graslanden (Meykens & Vereecken 2001) verder te specificeren. Voor oppervlaktewateren (SSWC) werden in Vlaanderen nog geen modelberekeningen verricht.

Langouche *et al.* (2002) bepaalden kritische lasten voor het vermestende effect van stikstof bepaald voor 1425 receptorpunten in bosccosystemen. Hierbij werden locatiespecifieke bodem-, vegetatie- en klimatologische variabelen in rekening gebracht. De gebruikte receptorpunten zijn de locaties waarvoor een volledige beschrijving van het bodemprofiel opgemaakt werd bij de opmaak van de Belgische Bodemkaart (Van Orshoven *et al.* 1988, Van De Vreken *et al.* 2011). Er werden kritische lasten berekend voor verschillende criteria. Voor het vermestend effect van N op bosvegetaties hanteerde deze studie als criterium een kritische uitspoelingsflux onder aan het bodemprofiel van 1,4 kg N/ha/jaar (Langouche *et al.* 2002).

Op analoge wijze bepaalden Meykens & Vereecken (2001) kritische lasten voor 322 punten onder graslandvegetaties en voor 40 punten onder heide. Voor het vermestend effect van N op grasland- en heidevegetaties hanteerden deze auteurs als criterium dat het stikstofgehalte in het bodemwater maximaal 2,2 mg N/l mocht bedragen.

Tabel 1 geeft een overzicht van het bereik van deze kritische lasten voor de verschillende receptorpunten in deze ecosystemen, en ook de oppervlakte van deze ecosystemen in Vlaanderen. Deze oppervlakten zijn bepaald in functie van de extrapolatie van de kritische lastwaarden over het gehele areaal natuur in Vlaanderen. Deze oppervlakte kunnen afwijken van andere bronnen. De afbakening van de oppervlakte gebeurde voor bossen op basis van de boskartering (AMINAL, Afdeling Bos & Groen, 2000) en voor heide en soortenrijke graslanden op basis van de Biologische Waarderingskaart (Instituut voor Natuurbehoud, versies 1.0-2.0, 1997).

**Tabel 1.** Kritische lasten vermessing ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ) voor het behoud van de biodiversiteit voor diverse ecosysteemtypes in Vlaanderen over alle bodemtypes. Bronnen: Meykens & Vereecken (2001), Langouche et al. (2002), Janssen & Mensink (2002).

Vegetatietype	oppervlakte (ha)	minimum	5e percentiel	mediaan	95e percentiel	maximum
zuur grasland	5 267	7	7	13	17	17
neutraal-zuur grasland	33 749	16	19	24	33	46
kalkgrasland	2 692	18	19	23	32	33
cultuurgrasland	18 403	16	18	24	33	46
natte heide	1 564	8	8	11	14	14
droge heide	12 044	7	8	11	14	15
loofbos	74 857	9,3	9,7	14,7	15,0	19,2
naaldbos	57 806	0,2	9,1	10,3	15,2	18,3
Totaal	206 382					

Noteer dat de gebruikte vegetatietypologie zeer ruw is, en niet rechtstreeks te koppelen is aan specifieke vegetatie-associaties of Natura 2000 habitattypen.



## 4 Kritische lasten per habitatype

### 4.1 Inleiding

Voor het ontwerpen en uitvoeren van het instandhoudingsdoelstellingen (IHD)-beleid is er nood aan kritische depositiewaarden voor stikstof per Natura 2000 habitatype. Zowel de Europese empirische kritische depositiewaarden, als de Vlaamse SMB-kritische lasten, zijn geformuleerd voor ecosysteemttypen die elk meerdere habitat(sub)typen omvatten. Hieronder bespreken we de aanpak die in Nederland gehanteerd werd om unieke kritische depositiewaarden per habitatype vast te stellen. Daarnaast schetsen we de herkomst van de kritische depositiewaarden die momenteel opgenomen zijn in de Vlaamse LSVI-criteria. Op basis van een evaluatie van de beschikbare gemodelleerde kritische lasten voor Vlaanderen, komen we tot een voorstel voor kritische depositiewaarden voor Vlaanderen.

### 4.2 Aanpak in Nederland

In Nederland publiceerden van Dobben & van Hinsberg (2008) een set van concrete en unieke KDW'n voor alle in Nederland voorkomende Natura 2000 habitattypen. In 2012 werd deze studie geactualiseerd en uitgebreid (van Dobben et al. 2012). De methodiek in beide studies is dezelfde en combineert op systematische wijze empirische KDW'n, modelmatig berekende KDW'n en, waar nodig, deskundigenoordeel om te komen tot unieke KDW'n per habitat(sub)type:

- per habitat werd bepaald of er een door de UNECE vastgestelde empirische KDW-range beschikbaar is; zo ja, dan werd deze range gepreciseerd tot een concrete KDW met behulp van modeluitkomsten en (zodanig) deskundigenoordeel
- als er geen empirische KDW-range beschikbaar is, is de gemiddelde modeluitkomst voor dat type bepalend voor de KDW
- als er ook geen modeluitkomst beschikbaar is, is een (onderbouwd) deskundigenoordeel bepalend voor de KDW.

Zoals reeds aangegeven in 3.2, zijn de empirische KDW-ranges opgemaakt op niveau van EUNIS-ecosysteemttypen. Een gegeven EUNIS ecosysteemtype omvat veelal meerdere Natura 2000 habitattypen. De actualisering van de KDW'n door van Dobben et al. (2012) is er gekomen als gevolg van een actualisering in 2010 van de door UNECE op Europees vlak vastgestelde bandbreedtes voor kritische depositiewaarden (Bobbink & Hettelingh 2011).

Voor de modelberekeningen werd voor een groot deel van de in Nederland voorkomende vegetatietypen het geïnverteerd dynamisch model SMART2<sup>-1</sup> toegepast, dat per plantengemeenschap en per bodemtype (voor (sub)associaties die op meer dan één bodemtype voorkomen) unieke uitkomsten geeft.

Zowel de op Europees niveau vastgestelde ranges van empirische kritische lasten, als de studie van van Dobben & van Hinsberg uit 2008, zijn voorwerp geweest van een uitvoerige internationale review. De gehanteerde methode werd beoordeeld als: *'The proposed methodology is a great step forward in applying science based effect thresholds in local and national environmental policy. The overall methodology is sound, and probably the best method available for setting critical loads for the very large number of nature types covered by the Habitats directive.'*

Tabel 2 geeft een samenvattend overzicht van de habitatype-specifieke KDW volgens van Dobben & van Hinsbergen (2008) en van Dobben et al. (2012). Aanvullend wordt ook het bereik van KDW'n gegeven van het EUNIS ecosysteemtype waartoe het habitatype behoort (van Dobben & Hettelingh, 2011). In deze tabel werden enkel de habitatypen opgenomen die ook in Vlaanderen voorkomen. De herziening door van Dobben et al. (2012) leidde voor een aantal habitatypen tot een verlaging van de kritische last, tot aan de ondergrens van de UNECE-waarden. Dit geldt bijvoorbeeld voor zilte pionierbegroeiingen (1310) en graslanden (1330), slijkgraslanden (1320) en natte heide (laagveengebied) (4010B). Voor onder andere zwak gebufferde vennen (3130), kranwierwateren op hogere zandgronden (3140 hz) en hoogvenen (7110/7120) resulteerde de herziening tot een verhoging van de kritische last (Tabel 2).

Voor verdere details inzake eventuele aannames en bruikbaarheid van de kritische depositiewaarden per habitatype, verwijzen we naar Bijlage 1 van het rapport van van Dobben et al. (2012). Hetzelfde rapport bevat ook een lezenswaardige toetsing van de gebruikte methode aan het voorzorgsbeginsel en geeft ook een aantal aandachtspunten voor het praktische gebruik van kritische depositiewaarden in (ruimtelijke) rekenmodellen zoals AERIUS en VLOPS.

### **4.3 Kritische depositiewaarden opgenomen in de LSVI criteria**

Het INBO werkte in de periode 2007–2009 criteria uit voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van Natura 2000 habitatypen (T'Jollyn et al. 2009). Per habitatype worden een reeks 'milieukarakteristieken voor een goede staat van instandhouding' opgesteld, waaronder kritische depositiewaarden voor stikstof. De auteurs beklemtonen uitvoerig dat de opgegeven cijferwaarden, die in hoofdzaak afkomstig zijn uit literatuuronderzoek, als richtinggevend moeten beschouwd worden.

Voor de kritische depositiewaarden voor stikstof werd vooral een beroep gedaan op volgende studies:

- van Dobben & van Hinsbergen (2008), die per habitatype een unieke KDW geven volgens de in sectie 4.2 geschetste methodologie
- Achermann & Bobbink (2003), die de in 2002 door UNECE vastgestelde kritische depositiewaarden beschrijven. Het betreft empirische KDW'n, gebaseerd op veld- en laboratoriummetingen in combinatie met waargenomen schadelijke effecten. Het gaat om ranges/bandbreedtes van KDW'n voor relatief breed gedefinieerde ecosysteemtypes.
- De modelmatig bepaalde kritische depositiewaarden voor de brede vegetatietypen 'loofbos', 'grasland' en 'heide' (zie sectie 3.1 en Tabel 1).

Uit de methodebeschrijving in T'Jollyn *et al.* (2009) valt geen duidelijke systematiek of hiërarchie af te leiden die gehanteerd werd bij de onderlinge afweging van de kritische depositiewaarden afkomstig uit elk van deze studies. Wel geven ze expliciet aan dat waar UNECE-waarden beschikbaar waren, ze de voorkeur gegeven hebben aan die waarden, omdat 'de vorkbenadering beter de indicatieve waarde van het cijfermateriaal weergeeft.' Verder 'oordelen de LSVI-auteurs dat de weergegeven waarden ook voor de Vlaamse situatie een goede indicatie geven.' (T'Jollyn et al. 2009).

De door T'Jollyn et al. (2009) weerhouden kritische depositiewaarden zijn opgenomen in de tabel in Bijlage 1.

**Tabel 2.** Kritische depositiewaarden voor stikstof voor in Nederland voorkomende Natura 2000 habitat(sub)typen volgens van Dobben & van Hinsberg (2008) en van Dobben et al. (2012). De laatste kolom geeft de bandbreedte van de KDW'n van het EUNIS-ecosysteemtype waartoe het habitatype behoort (van Dobben & Hettelingh 2011).

Habitatype		Kritische depositiewaarde (kg N / ha / j)		
Code	Naam	van Dobben & van Hinsberg (2008)	van Dobben <i>et al.</i> (2012)	Empirische range EUNIS-ecosysteemtype
1110	Permanent overstroomde zandbanken	> 34	> 34	
1130	Estuaria	> 34	> 34	
1140	Slik- en zandplaten	> 34	> 34	
1310	zilte pionierbegroeiingen	35	21	20-30
1320	slijkgrasvelden	35	23	20-30
1330	schorren en zilte graslanden	35	22	20-30
2110	embryonale duinen	20	20	10-20
2120	witte duinen	20	20	10-20
2130A	kalkrijke grijze duinen	17.4	15	10-20
2130B	kalkarme grijze duinen	13.1	10	10-20
2130C	heischrale grijze duinen	10.8	10	10-20
2150	duinheiden met struikhei	15	15	10-20
2160	duindoornstruwelen	28.3	28	
2170	kruipwilgstruwelen	32.3	32	
2180A	droge duinbossen	18	15-20	
2180B	vochtige duinbossen	28.6	31	
2180C	binnenrand duinbossen	25	25	
2190A	(open water) vochtige duinvalleien	14	14	10-20
2190B	(kalkrijke) vochtige duinvalleien	19.5	20	10-20
2190C	(ontkalkte) vochtige duinvalleien	19.4	15	10-20
2190D	(hoge moerasplanten) vochtige duinvalleien	>34	>34	10-20
2310	stuifzandheiden met struikhei	15	15	10-20
2330	zandverstuivingen	10.4	10	8-15
3110	zeer zwak gebufferde vennen	5.8	6	3-10
3130	zwak gebufferde vennen	5.8	8	3-10
3140hz	kranswierwateren op hogere zandgronden	5.8	8	10-20
3140lv	kranswierwateren in laagveengebieden	30	30	10-20
3140az	kranswierwateren in afgesloten zeearmen	>34	>34	10-20
3150	meren met krabbenscheer en fonteinkruiden	30/ > 34	30/ > 34	
3160	zure vennen	5.8	10	3-10
3260A	beken en rivieren met waterplanten (watteranonkels)	>34	>34	
3260B	beken en rivieren met waterplanten	>34	>34	

	(grote fonteinkruiden)			
3270	slikkige rivieroevers	>34	>34	
4010A	natte heide (hogere zandgronden)	18	17	10-20
4010B	natte heide (laagveengebied)	18	11	10-20
4030	droge heide	15	15	10-20
5130	jeneverbesstruwelen	30.5	15	
6120	stroomdalgraslanden	17.5	18	15-25
6210	kalkgraslanden	21.1	21	15-25
6230dka/dkr	heischrale graslanden (droge, kalkrijke/kalkarme variant)	11.6	12	10-15
6230vka	heischrale graslanden (vochtige kalkarme variant)	11.6	10	10-15
6410	blauwgraslanden	15	15	15-25
6430A	ruigten en zomen (moerasspirea)	> 34	> 34	
6430B	ruigten en zomen (harig wilgeroosje)	> 34	> 34	
6430C	ruigten en zomen (droge bosranden)	26.2	26	
6510A	glanshaver- en vossenstaarthooilanden (glanshaver)	20	20	20-30
6510B	glanshaver- en vossenstaarthooilanden (grote vossenstaart)	21.5	22	20-30
7110A	actieve hoogvenen (hoogveenlandschap)	5	7	5-10
7110B	actieve hoogvenen (heideveentjes)	5	11	5-10
7120	herstellende hoogvenen	5	7	
7140A	overgangs- en trilvenen (trilvenen)	16.8	17	10-15
7140B	overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden)	10	10	10-15
7150	pioniervegetaties met snavelbiezen	22	20	
7210	galigaanmoerassen	15	22	
7220	kalktufbronnen	< 34	< 34	
7230	kalkmoerassen	15	16	15-30
9110	veldbiesbeukenbossen	20	20	10-20
9120	beuken-eikenbossen met hulst	20	20	10-20
9130	Asperulo-Fagetum	20	20	10-20
9150	Midden-Europese kalkrijk beukenbos	20	20	10-20
9160	eiken-haagbeukbossen	20	20	15-20
9190	oude eikenbossen	15	15	10-15
91DO	hoogveenbossen	25	25	
91EO	vochtige alluviale bossen	26.1	34/28/26	
91FO	droge hardhoutooibossen	29.1	29	

#### 4.4 Bruikbaarheid van SMB-waarden voor de bepaling van habitatype-specifieke kritische depositiewaarden

Om de kritische lasten zoals bepaald door Langouche et al. (2002) en Meykens & Vereecken (2001), te gebruiken als basis voor het vaststellen van kritische depositiewaarden per habitatype zijn er twee knelpunten:

1. Uit een GIS-evaluatie met de actuele biologische waarderingskaart en de habitatkaart 5.2, blijkt dat slechts een beperkt deel van de gebruikte receptorpunten betrekking heeft op Natura 2000 habitattypen. Zo blijkt slechts op 36 van de 362 grasland- en heidepunten uit Meykens & Vereecken (2001) de actuele vegetatie een Natura 2000 habitatype te zijn. Enkel voor enkele boshabitattypen met een ruime verspreiding in Vlaanderen (9120, 9130, 91E0) bevat de gegevensset van Langouche et al. (2002) een voldoende groot aantal, ruimtelijke gespreide receptorpunten. Voor een groot aantal (zeldzame) habitattypen is er anderzijds geen enkel receptorpunt voorhanden;
2. Het is onvoldoende duidelijk hoe de chemische criteria, gebruikt bij de bepaling van de kritische last, zich verhouden tot de biologische criteria van soortenverlies, zoals ze gebruikt worden bij het vaststellen van de empirische UNECE-waarden. Een vergelijking van de waarden uit Tabellen 1 en 2 toont bv. aan dat:
  - a. de SMB-gebaseerde KDW'n voor droge heide situeren zich tussen 7 en 15 kg N/ha/j (mediaan: 11 kg N/ha/j). Dit is lager dan de empirische range van 10-20 kg N/ha/j voor EUNIS-type 'dry heaths', en lager dan de in Nederland weerhouden waarde van 15 kg N/ha/j voor habitatype 4030.
  - b. alle SMB-gebaseerde KDW'n voor loofbos zich situeren tussen 9,3 en 19,2 kg N/ha/j (mediaan: 14,7 kg N/ha/j). Dit komt goed overeen met de empirische range van 10-20 kg N/ha/j voor bv. *Fagus woodlands*, maar wijkt sterk af van de uiteindelijk weerhouden kritische depositiewaarde in Nederland van 20 kg N/ha/j voor zowat alle boshabitattypen. Deze laatste waarde is de bovenkant van de empirische range, die werd gekozen op basis van modeluitkomsten met SMART2<sup>-1</sup> die KDW'n opleverden >20 kg N/ha/j.

De vaststelling hierboven dat de SMART2<sup>-1</sup> berekeningen KDW'n opleveren die behoorlijk boven de empirische ranges liggen, doet uiteraard ook de vraag rijzen naar de compatibiliteit in eindpunten en/of methodiek tussen de Nederlandse SMART-berekeningen en de empirische waarden.

#### 4.5 Naar een nieuwe set waarden voor Vlaanderen

Om op korte termijn habitatype-specifieke kritische depositiewaarden voor stikstof vast te stellen, lijkt de beste keuze om de Nederlandse kritische depositiewaarden (van Dobben *et al.* 2012) over te nemen. Bijlage 1 lijst voor alle in Vlaanderen voorkomende habitat(sub)typen de overeenkomstige kritische depositiewaarden volgens van Dobben *et al.* (2012) op. Deze set heeft het voordeel dat:

- Ze met een systematische, reproduceerbare en internationaal gereviewde en erkende methodologie tot stand is gekomen;
- Ze internationaal beschouwd wordt als de best beschikbare methode om bestaande kennis m.b.t. kritische depositiewaarden om te zetten naar een habitatype-specifieke set KDW'n;
- Ze, op drie habitat(sub)typen na, waarden bevat voor alle habitat(sub)typen die in Vlaanderen voorkomen. De drie (sub)typen zijn:

- Kalkrijk kamgrasland (6510\_huk)
- Beukenbossen van het type Asperulo-Fagetum (9130)
- Midden-Europese kalkminnende beukenbossen behorende tot het Cephalanthero-Fagion (9150)

Naar oppervlakte is hierbij vooral 9130 (3.200 ha) een belangrijk habitatype in Vlaanderen.

- Er met betrekking tot de grensoverschrijdende problematiek van stikstofemissie en – depositie gewerkt kan worden met eenzelfde beoordelingskader inzake stikstofgevoeligheid van Natura 2000 habitattypen.

Vooraleer met deze set in Vlaanderen aan de slag te gaan, behoeven volgende punten wetenschappelijk nog verduidelijking:

- Waar komen voor sommige habitattypen de grote afwijkingen vandaan tussen de SMART2<sup>-1</sup> berekeningen voor het habitatype en de empirische kritische depositiewaarden voor het omvattende EUNIS-ecosysteemtype;
- Voor welke habitattypen zijn het bodemtype en/of eventuele andere standplaatsfactoren dermate verschillend van de Nederlandse situatie, dat ze zouden kunnen leiden tot significante verschillen in kritische depositiewaarden.

## 5 Mogelijkheden tot verfijning van kritische depositiewaarden in Vlaanderen

Om de kritische depositiewaarden in Vlaanderen verder te verfijnen, lijkt een modelmatige aanpak het meest aangewezen. We beschikken in Vlaanderen over weinig empirische gegevens uit langetermijn-experimenten naar stikstoftoedieningen. Hieronder lijsten we de informatie- en modelnoden op om, vertrekkende van een stikstof- of zuurbalans, een SMB-gebaseerde kritische last (voor verzurende of vermestende effecten van stikstof) voor elk habitatype te bepalen.

- Data omtrent opnameprocessen in vegetatie en bodem (stikstof, basische kationen), denitrificatieprocessen, verdampingsprocessen per habitatype. Data op te zoeken in wetenschappelijke en grijze literatuur; data van vegetatie worden gehaald uit de BWK-kartering. Vroeger werden gegevens van Aardewerk geselecteerd om punten te selecteren die in bos, grasland of heide lagen. Deze aanpak werd verkozen omdat men dan zekerheid verkreeg omtrent de bodemeigenschappen.
- Beschikbare gegevens voor Vlaanderen omtrent het chemisch criterium dat leidt tot verminderde soortenaantallen per habitat(sub)type of verruiging teweegbrengt; dit kan een kritieke pH of een nitraatconcentratie in de bodemoplossing zijn;
- Ruimtelijke verdeling van neerslag in Vlaanderen (op basis van beschikbare KMI-gegevens, interpolatie via Thiessens Polygonen; ter bepaling van jaarlijkse drainagefluks;
- Ruimtelijke overlapping bodemkaart (of Aardewerk) en FAO bodemkaart.
  - Bepaling van verweringsnelheid (textuurklasse en profielontwikkeling)
  - Bepaling denitrificatiefactor (i.f.v. drainageklasse)
- Er bestaat de keuze tussen de bodemkaart en Aardewerk. In het verleden werd vaak geopteerd voor Aardewerk omdat men dan zekerheid verkreeg omtrent de bodemeigenschappen. Bovendien werd ook kwantitatieve info verkregen over de textuur en C/N ratio;
- Ruimtelijke verdeling van de totale depositie van basische kationen (Ca, Mg en K) over Vlaanderen (gebaseerd op level II data en wet-only collector gegevens van het VMM-meetnet verzuring).

Een verdere fijnstelling van kritische depositiewaarden in het kader van het IHD-beleid vergt daarnaast een gericht onderzoek naar de milieucondities (i.e., chemische criteria) die nodig zijn voor een duurzame instandhouding van specifieke habitattypen.



## Referenties

Achermann B. & Bobbink R. (eds.). *Empirical Critical Loads of Nitrogen*, SAEFL Report 164, Swiss Agency for Environment Forests and Landscape, Bern, pp. 43-169

Bobbink R. & Hettelingh J.-P. (eds.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) and B-WARE Research Centre.

Craenen H., Van Ranst E., Groenemans R., Tack F. & Verloo M. (1996) Berekening en kartering van de kritische lasten voor Vlaanderen. Studie in opdracht van VMM. Universiteit Gent, Gent.

De Vries W., Kros H., Reinds G.J., Wamelink W., Mol J., Van Dobben H., Bobbink R., Emmett B., Smart S., Evans C., Schlutow A., Kraft P., Belyazid S., Sverdrup H., Van Hinsberg A., Posch M. & Hettelingh J.-P. 2007. Developments in deriving critical limits and modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra report 1382. Alterra WUR, Wageningen, Nederland. 206 blz.

Janssen L. & Mensink C. 2002. Aanpassing van de GIS User Interface voor het berekenen van de overschrijdingen van kritische lasten op basis van gevoeligheidskaarten en OPS-depositieberekeningen, Rapport 2002/TAP/R044, Vito, Mol.

Langouche D., Wiedemann T., Van Ranst E., Neiryck J., Langohr R. (2002) Berekening en kartering van kritische lasten en overschrijdingen voor verzuring en eutrofiëring in boscystemen in Vlaanderen. In: Neiryck J., de Ridder K., Langouche D., Wiedeman T., Kowalski A., Ceulemans R., Mensink C., Roskams P., Van Ranst E., Bepaling van de verzuring- en vermestinggevoeligheid van Vlaamse bossen met gemodelleerde depositiefluxen. Eindverslag van project VLINA 98/01, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling.

Meykens J. & Vereecken H. 2001. Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermesting van ecosystemen in Vlaanderen. Studie in opdracht van VMM. Bodemkundige Dienst van België & KULeuven, Leuven.

MIRA. 2006. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument - Verzuring. Van Avermaet P., Van Hooste H. & Overloop S. Vlaamse Milieumaatschappij. 74 blz. [[www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)]

MIRA. 2011. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument - Vermesting. Overloop S., Bossuyt M., Claeys D., D'hooghe J., Elsen A., Eppinger R. & Wustenberghs H. Vlaamse Milieumaatschappij. 111 blz. [[www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)]

Nilsson J. & Grennfelt P. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March 1988. 418 blz.

T'Jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D. & Hoffmann M. (2009). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 2.0. Rapport INBO.R.2009.46. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

UBA. 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Umweltbundesamt Texte 52/04, Berlin, Duitsland. [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)

Van De Vreken P., Beckers V., Jacxsens P., Van Meirvenne M. & Van Orshoven J. 2011. Historiek van de bodemdatabank AARDEWERK-Vlaanderen-2010. Studieopdracht van de Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen (ALBON). KULeuven en UGent. 152 p.

van Dobben H.F. & van Hinsberg A. 2008. Overzicht van de kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. Alterra rapport 1654. Alterra-WUR, Wageningen, Nederland. 78 blz.

van Dobben H.F., Bobbink R., Bal D. & van Hinsberg A. 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra rapport 2397. Alterra WUR, Wageningen, Nederland. 68 blz.

Van Orshoven J., Maes J., Vereecken H., Feyen J. & Dudal R. 1988. A structured database of Belgian soil profile data. *Pedologie* 38:191-206.

## Bijlage A: Kritische depositiewaarden voor stikstof voor Natura 2000 habitattypen in Vlaanderen

De kolommen van de tabel in deze bijlage hebben volgende betekenis:

<b>Code habitatype</b>	Nummer van het habitatype
<b>Oppervlakte Vlaanderen</b>	Actuele oppervlakte van het habitatype in Vlaanderen. Cijfers zijn afkomstig uit Louette et al. (2013). Staat van instandhouding (status en trends) habitattypen en soorten van de Habitatrichtlijn (rapportageperiode 2007-2012).
<b>Code habitatsubtype</b>	Code van de in Vlaanderen onderscheiden subtypes, opgebouwd uit het nummer van het habitatype en een suffix met afkorting voor subtype
<b>Naam</b>	Naam van het habitat(sub)type
<b>Code Nederland</b>	Nummer van het met het Vlaamse habitat(sub)type overeenkomstige Nederlands habitatype. In de Nederlandse codering worden de nummers van het habitatype zo nodig gevolgd door een hoofdletter voor een subtype of kleine letter(s) voor een variant
<b>KDW (kg N/ha/j)</b> van Dobben et al. (2012)	Kritische depositiewaarde in kg N per hectare per jaar, afgerond op hele kilogrammen, volgens van Dobben et al. (2012)
<b>KDW (kg N/ha/j)</b> LSVI	Kritische depositiewaarden, zoals momenteel opgenomen in de criteria voor de bepaling van de lokale staat van instandhouding (LSVI; T'Jollyn et al. 2009). 'nv' betekent dat er geen waarden opgegeven zijn.

Code habitatype	Oppervlakte Vlaanderen	Code habitatsubtype	Naam	Code Nederland	KDW (kg N/ha/j) van Dobben <i>et al.</i> (2012)	KDW (kg N/ha/j) LSVI; T'Jollyn <i>et al.</i> (2009)
1110	?	1110	Permanent met zeewater van geringe diepte overstromde zandbanken	1110	> 34	nv
1130	5427	1130	Estuaria	1130	> 34	nv
1140	2350	1140	Bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten	1140	> 34	nv
1310	70	1310_zk	Buitendijks gelegen zeekraalvegetaties	1310A	23	nv
		1310_pol	Binnendijks gelegen zeekraalvegetaties	1310A	23	nv
		1310_zv	Buitendijks hoog schor met zeevetmuurvegetaties	1310B	21	nv
1320	1,5	1320	Schorren met slijkgrasvegetaties	1320	23	nv
1330	300	1330_da	Atlantische schorren buitendijks	1330A	22	nv
		1330_hpr	Binnendijkse zilte vegetaties	1330B	22	nv
2110	23	2110	Embryonale wandelende duinen	2110	20	nv
2120	534	2120	Wandelende duinen op de strandwal met <i>Ammophila arenaria</i> (witte duinen)	2120	20	nv
2130	670	2130_had	Vastgelegde duingraslanden van kalkarme milieus	2130B	10	nv
		2130_hd	Vastgelegde duingraslanden van kalkrijke milieus	2130A	15	nv
2150	0,1	2150	Atlantisch vastgelegde ontcalcite duinen	2150	15	nv
2160	645	2160	Duinen met <i>Hippophae rhamnoides</i>	2160	28	nv
2170	72	2170	Duinen met <i>Salix repens</i> ssp. <i>argentea</i>	2170	32	nv
2180	296	2180	Beboste duinen van Atlantische, Continentale en Boreale kustgebied	2180Abe 2180Ao	15-20	nv
2190	47	2190_mp	Duinpannen met kalkminnende vegetaties	2190B	20	nv
		2190_rest	Overige waterrijke biotopen van duinvalleien	2190Aom 2190Ae	14-30	nv
2310	2450	2310	Psammofiele heide met <i>Calluna</i> en <i>Genista</i>	2310	15	10-20

2330	790	2330_bu	Buntgrasvegetaties op landduinen	2330	10	10
		2330_dw	Dwerghaververbond op landduinen	2330	10	10
3110	3	3110	Mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten	3310	6	5-10
3130	800	3130_aom	Oeverkruidgemeenschappen	3130	8	5-10
		3130_na	Eénjarige dwergbiezen vegetaties	3130	8	5-10
3140	275	3140	Kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische Chara spp. Vegetaties op hogere zandgronden	3140hz	8	5,8
		3140	Kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische Chara spp. Vegetaties in laagveengebied	3140lv	30	30
3150	1094	3150	Van nature eutrofe meren met vegetaties van het type Magnopotamion of Hydrocharition	3150baz	30	30
3160	50	3160	Dystrofe natuurlijke poelen en meren	3160	10	5-10
3260	170	3260	Submontane en laagland rivieren met vegetaties behorende tot het Ranunculion fluitans en het Callitricho-Batrachion	3270A 3270B	>34	nv
3270	39	3270	Rivieren met slikoevers behorend tot het Chenopodietum rubri en Bidention	3270	>34	nv
4010	2000	4010	Noord-Atlantische vochtige heide	4010A 4010B	11-17	8-14
4030	4700	4030	Droge Europese heide	4030	15	7-15
5130	30	5130_kalk	Jeneverbesstruweel in kalkgrasland			21,1
		5130_hei	Jeneverbesstruweel in heide	5130	15	nv
6110	0,2	6110	Thermofiele pionierbegroeiingen op kalkrijke stenige bodems	6110	20	nv
6120	60	6120	Kalkminnend grasland op dorre zandbodems	6120	18	15-25
6210	5	6210	Droge graslanden en struikvormende facies op	6210	21	15-25

		kalkhoudende bodems				
6230	400	6230_hn	Droge heischrale graslanden	6210dka	12	10-20
		6230_hmo	Vochtige heischrale graslanden	6210vka	10	10-20
		6230_ha	Soortenrijke schraallanden van het struisgrasverbond	6210dka	12	10-20
		6230_hnk	Droge kalkrijke heischrale graslanden	6210dkr	12	10-20
6410	60	6410_ve	Basenarm blauwgrasland en veldrusassociatie	6410	15	15
		6410_mo	Blauwgrasland	6410	15	15
6430	3969	6430_bz	Nitrofiële boszomen	6430C	26	nv
		6430_hf	Zoomvormende ruigtes van het moerasspireaveverbond	6430A	>34	nv
		6430_hw	Zoomvormende ruigtes van het verbond van harig wilgenroosje	6430B	>34	nv
		6430_mr	Rietlanden met Echte Heemst, Moeraslathyrus of Moerasmelkdistel			nv
6510	3685	6510_hu	Glanshavergraslanden	6510A	20	20
		6510_hua	Graslanden behorende tot het verbond van grote vossenstaart	6510B	22	20
		6510_huk	Kalkrijk kamgrasland			15-25
		6510_hus	Glanshavergraslanden met Grote pimpernel	6510B	22	20
7110	1,5	7110	Actief hoogveen	7110A 7110B	7-11	5 (-15)
7140	250	7140_base	Basenrijk trilveen met ronde zegge	7230	16	10(15)
		7140_meso	Mineraalarm, circum-neutraal overgangsveen	7140A	17	10(15)
		7140_mrd	Varen en/of (veen)mosrijke rietlanden op drijftillen	7140B	10	10(15)
		7140_oli	Oligotroof en zuur overgangsveen	7110A 7110B	7-11	5(10)
7150	21	7150	Slenken in veengronden met vegetatie behorend tot het Rhynchosporion	7150	20	10-25

7210	6	7210	Kalkhoudende moerassen met <i>Cladium mariscus</i> en soorten van het <i>Caricion davallianae</i>	7210	22	15-35
7220	0,448	7220	Kalktufbronnen met tufsteenformatie	7220	<34?	nv
7230	8,7	7230	Alkalisch laagveen	7230	16	15-35
8310	105	8310	Niet voor publiek opengestelde grotten	8310	n.v.t.	n.v.t.
9110	342	9110	Beukenbossen van het type <i>Luzulo-Fagetum</i>	9110	20	nv
9120	18000	9120	Atlantische zuurminnende beukenbossen met <i>Ilex</i> en <i>Taxus</i> in de ondergroei	9120	20	10-21,5
9130	3200	9130	Beukenbossen van het type <i>Asperulo-Fagetum</i>			11,8-17,8
9150	4,2	9150	Midden-Europese kalkminnende beukenbossen behorende tot het <i>Cephalanthero-Fagion</i>			nv
9160	2900	9160	Sub-Atlantische en Midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukenbossen behorende tot het <i>Carpinion-Betuli</i>	9160A 9160B	20	11,1-17,8
9190	3150	9190	Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met <i>Quercus robur</i>	9190	15	10,2-20,2
91E0	11900	91E0_bron	Goudveil-essenbos	91E0C	26	nv
		91E0_eutr	Ruigt elzenbos	91E0C	26	nv
		91E0_meso	Mesotroof broekbos op minder voedselrijke standplaatsen	91E0C	26	nv
		91E0_oli	Oligotroof broekbos, inclusief elzen-berkenbroekbos en berkenbroekbos	91E0C	26	nv
		91E0_veb	Beekbegeleidend vogelkers-essenbos en essen-iepenbos	91E0C 91E0B	26-28	nv
		91E0_wvb	Zachthoutooibos	91E0A	34	nv
91F0	10	91F0	Gemengde oeverformaties met <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> en <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> of <i>Fraxinus angustifolia</i> langs de grote rivieren	91F0	29	nv

