

Ecologische effecten van stikstof op Nederlandse oppervlaktewateren

Gerben van Geest (Deltares), Piet Verdonschot (WEnR), Peter Schipper (WEnR), Annelies J. Veraart (Radboud Universiteit), Jan Roelofs (B-Ware), Hilde Tomassen (B-Ware)

Samenvatting	3
1 Inleiding	5
1.1. Aanleiding.....	5
1.2. Doelstelling en leeswijzer	5
2 Bronnenanalyse, transportroutes en omzettingen.....	6
2.1. Bronnenanalyse: de herkomst van stikstof	6
2.2. Omzettingen en transportroutes van stikstof	8
2.2.1. Vormen van stikstof	8
2.2.2. Omzettingen van stikstofverbindingen	8
2.2.3. Indirecte effecten van stikstofbelasting.....	10
2.2.4. Transport van stikstof door het grondwater	12
2.2.5. Retentie van stikstof	13
3 Effecten van stikstof op aquatische ecosystemen	15
3.1. Werkingsmechanismen van een overmaat aan stikstof	15
3.1.1. Eutrofiëring door toename van de stikstofbeschikbaarheid	16
3.1.2. Disbalans in verhouding van elementen	17
3.1.3. Indirecte effecten: toename van bicarbonaat en sulfaat, en afname van ijzergehaltes.....	17
3.1.4. Directe toxiciteit van stikstofhoudende verbindingen	18
3.2. Drempelwaarden voor ecologische effecten	18
3.2.1. Drempelwaarden voor stikstofconcentraties	18
3.2.2. Drempelwaarden voor atmosferische stikstofdepositie	20
3.2. Vergelijking van ecologische drempelwaarden met normen	21
3.3. Ruimtelijke spreiding van stikstofgevoelige watertypen.....	22
3.3.1. KRW-waterlichamen	22
3.3.2. Geïsoleerde wateren.....	23
4 Conclusies.....	25
5 Literatuur.....	26
6 Colofon	30
BIJLAGE 1. Definitie van stikstofbronnen	31
BIJLAGE 2. Resultaten van de landelijke analyse van herkomst van stikstof.....	32

Samenvatting

De effecten van atmosferische stikstofdepositie op terrestrische natuur staan momenteel sterk in de belangstelling. De gevolgen van een hoge stikstofbelasting op de aquatische natuur en waterkwaliteit in zoete wateren krijgen daarentegen veel minder aandacht. Deze factsheet gaat in op de rol van stikstof voor waternatuur in zoete Nederlandse oppervlaktewateren. Allereerst zijn de resultaten samengevat van verschillende bronnenanalyses, die de herkomst van stikstof hebben bepaald. Vervolgens wordt ingegaan op omzettingen van stikstofverbindingen die in het grond- en oppervlaktewater kunnen optreden. Tot slot wordt ingegaan op de (directe en indirecte) effecten van een hoge stikstofbelasting op de waterkwaliteit en aquatische natuur van zoete wateren.

De resultaten van regionale bronnenanalyses geven een gedetailleerd beeld van de herkomst van stikstof in oppervlaktewater. Deze regionale analyses laten zien dat het grootste deel afkomstig is uit landbouwkundige activiteiten. Het aandeel van de landbouw bedraagt gemiddeld 66%, maar verschilt duidelijk per regio en varieert tussen de 46 – 86%. De huidige bemesting is verreweg de grootste post voor de huidige stikstofbelasting van Nederlandse oppervlaktewateren. Andere bronnen (zoals rioolwaterzuiveringsinstallaties en aanvoer vanuit het buitenland) leveren slechts een kleine bijdrage, evenals stikstofdepositie vanuit de atmosfeer. Deze conclusies worden bevestigd door de resultaten van landelijke analyses, die eveneens aangeven dat gemiddeld ongeveer tweederde van de stikstofuitspoeling naar Nederlandse oppervlaktewateren voor rekening komt van de mestgift vanuit landbouwgronden. Dit neemt niet weg dat (landelijk of regionaal gezien) zogeheten 'kleine' bronnen een sterke invloed kunnen hebben op lokaal niveau, aangezien deze belastingroutes de belangrijkste bron van stikstof kunnen vormen in individuele wateren.

Een groot deel van de stikstofbelasting bestaat uit nitraat, wat zeer mobiel is en eenvoudig kan uitspoelen naar het grond- en oppervlaktewater. Tijdens dit transport kan nitraat worden opgenomen en omgezet in diverse verbindingen. Eén van de belangrijkste omzettingen hierbij is denitrificatie. Hierbij wordt nitraat omgezet in stikstofgas (N_2), dat vervolgens naar de atmosfeer ontsnapt en dus uit het watersysteem verdwijnt. In de meeste Nederlandse stroomgebieden zal denitrificatie de grootste bijdrage leveren aan verwijdering van stikstof. Dit proces lijkt in eerste instantie positief, omdat de stikstofconcentraties in het oppervlaktewater hierdoor dalen. Denitrificatie heeft echter ook een keerzijde, door vorming van bijproducten als bicarbonaat en sulfaat, wat schadelijk kan zijn voor de waternatuur.

Net als bij fosfor leidt een overmaat aan stikstof tot een cascade van effecten op het ecologisch functioneren en de soortenrijkdom van Nederlandse oppervlaktewateren. Allereerst kan een toegenomen stikstofbelasting de groei van algen stimuleren, waardoor eutrofiering optreedt. Een hoge stikstofbelasting kan ook een disbalans veroorzaken tussen de hoeveelheden van verschillende nutriënten en mineralen in algen en waterplanten. Hierdoor kan de voedingswaarde veranderen, wat negatieve gevolgen heeft voor de rest van het voedselweb. Bovendien kunnen bepaalde giftige stikstofhoudende verbindingen (zoals NO_2^- , NH_4^+) hoge concentraties bereiken, met bijgevolg grootschalige sterfte van planten en dieren. Voorts kan een hoge stikstofbelasting ook de beschikbaarheid van koolstof (bicarbonaat), sulfaat en fosfaat verhogen, wat de eutrofiering versterkt.

In een volgende stap zijn de drempelwaarden voor ecologische effecten van stikstof samengevat en vergeleken met de huidige normen. Voor de meeste stilstaande wateren voldoen de huidige KRW-normen voor stikstof; voor stromende wateren daarentegen zijn deze normen waarschijnlijk te ruim. Een nadere onderbouwing van deze normen is echter gewenst. De drempelwaarden voor ecologische effecten van stikstof worden in vrijwel alle KRW-waterlichamen in Nederland (sterk) overschreden. Dit geldt ook voor de huidige atmosferische stikstofdepositiewaarden voor verschillende aquatische N2000 habitattypen.

1 Inleiding

1.1. Aanleiding

De effecten van atmosferische stikstofdepositie op terrestrische natuur staan momenteel sterk in de belangstelling. De gevolgen van een hoge stikstofbelasting op de aquatische natuur en waterkwaliteit in zoete wateren krijgen daarentegen veel minder aandacht. In zoete oppervlaktewateren ging en gaat de aandacht vooral naar de gevolgen van een hoge belasting aan fosfor, omdat dit element in deze wateren vaak limiterend is voor algengroei. Niettemin staan de Nederlandse oppervlaktewateren ook bloot aan een hoge stikstofbelasting, met eveneens duidelijk negatieve gevolgen voor de waterkwaliteit en aquatische natuur (Van Gaalen & Grinsven, 2017; Natuur en Milieu, 2019).

Stikstof is samen met fosfor een belangrijke voedingsstof in het oppervlaktewater. In veel Nederlandse wateren waren deze nutriënten van oorsprong beperkend voor de groei van algen en planten. Veel kenmerkende soorten van deze wateren zijn dan ook aangepast aan voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden, en kunnen alleen onder deze condities succesvol voortbestaan.

Door menselijke activiteiten is de nutriëntenbelasting vanaf het begin van de twintigste eeuw sterk toegenomen. Net als bij fosfor leidt een overmaat aan stikstof tot een cascade van effecten op het ecologisch functioneren en de soortenrijkdom van Nederlandse oppervlaktewateren. Allereerst kan een toegenomen stikstofbelasting de groei van algen stimuleren. Hierdoor wordt het water troebel, verdwijnen waterplanten en gaat het zuurstofgehalte sterk fluctueren. Een hoge stikstofbelasting kan ook een disbalans veroorzaken tussen de hoeveelheden van verschillende nutriënten en mineralen in algen en waterplanten. Hierdoor kan de voedingswaarde veranderen, wat negatieve gevolgen heeft voor de rest van het voedselweb. Bovendien kunnen bepaalde giftige stikstofhoudende verbindingen (zoals NO_2^- , NH_4^+) hoge concentraties bereiken, met bijgevolg grootschalige sterfte van planten en dieren. Voorts kan een hoge stikstofbelasting ook – indirect – de beschikbaarheid van fosfaat verhogen, wat eveneens negatieve gevolgen heeft voor de natuur en andere menselijke gebruiksfuncties, zoals zwemwater en drinkwaterwinning (Van Gaalen & Van Grinsven, 2017).

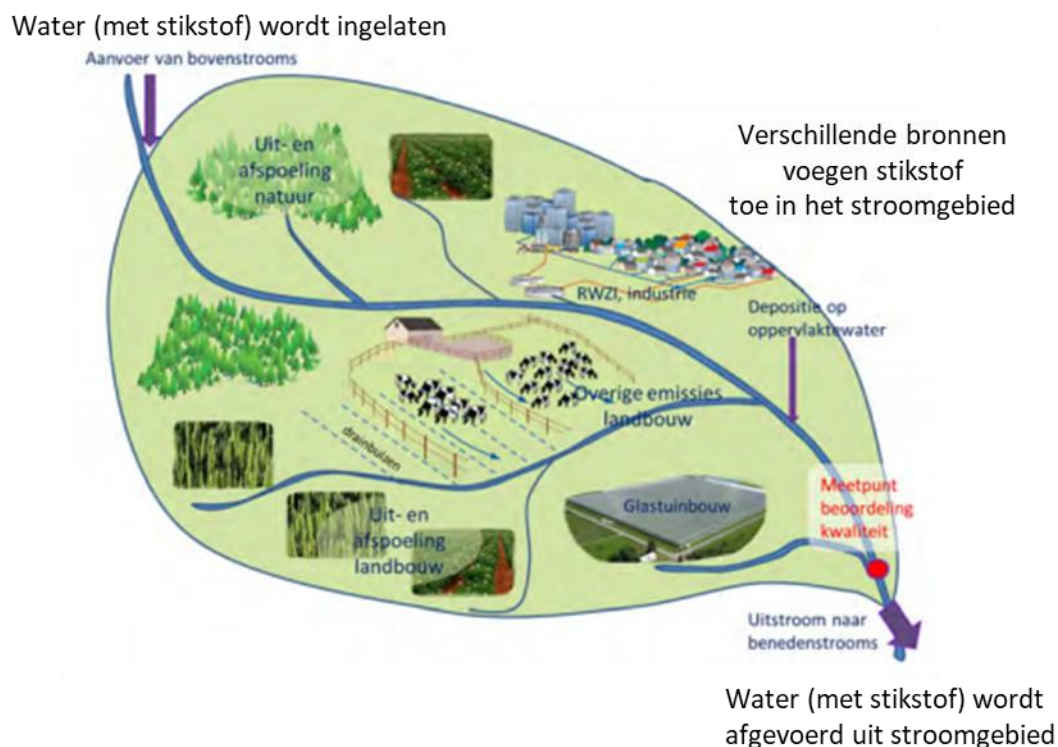
1.2. Doelstelling en leeswijzer

Deze factsheet gaat in op de rol van stikstof in het Nederlandse oppervlaktewater. Allereerst wordt een overzicht gegeven van de herkomst van stikstof in Nederlandse oppervlaktewateren: dit is de bronnenanalyse. Vervolgens wordt ingegaan op omzettingen van stikstofverbindingen die in het grond- en oppervlaktewater kunnen optreden. Tot slot wordt ingegaan op de (directe en indirecte) effecten van een hoge stikstofbelasting op de waterkwaliteit en aquatische natuur van zoete wateren.

2 Bronnenanalyse, transportroutes en omzettingen

2.1. Bronnenanalyse: de herkomst van stikstof

Om te kunnen sturen op de stikstofconcentraties van het oppervlaktewater, is het nodig te weten waar de stikstof vandaan komt en hoe groot de aanvoer van stikstof uit deze bronnen is; dit heet een bronnenanalyse. Een bronnenanalyse geeft aan hoeveel stikstof in het watersysteem terecht komt en welk aandeel vanuit welke bronnen afkomstig is (Figuur 1).



Figuur 1. Schematische weergave van de opbouw bronnenanalyse stikstofbelasting oppervlaktewater

De afgelopen jaren is zowel op regionaal als landelijk niveau de herkomst van stikstof achterhaald, waarbij het aandeel van de verschillende bronnen is gekwantificeerd. Aan de hand van deze analyses kan de haalbaarheid van water- (KRW) en natuurdoelen en reductieopgaven worden geëvalueerd en bepaald. De reductieopgave is de vermindering van de stikstofbelasting die nodig is om de concentraties te verlagen tot het gewenste niveau waarbij gestelde waterkwaliteitsdoelen worden gehaald. Op basis van de bronnenanalyses kan deze reductieopgave toebedeeld worden aan sectoren, naar rato van hun aandeel in de belasting (Schipper & Rozemeijer, 2018).

De resultaten van de regionale bronnenanalyses, die zijn uitgevoerd voor regionale waterbeheerders, geven een gedetailleerd beeld van de herkomst van stikstof in oppervlaktewater (Groenendijk et al., 2016; Velthof et al., 2017). Deze regionale analyses

laten zien dat het grootste deel van stikstof afkomstig is uit landbouwkundige activiteiten (Tabel 1). Het aandeel van de landbouw bedraagt gemiddeld 66%, maar verschilt duidelijk per regio en varieert tussen de 46 – 86%. De huidige bemesting is verreweg de grootste post voor de huidige stikstofbelasting van Nederlandse oppervlaktewateren. In sommige regio's levert de bodem ook veel stikstof na; de andere bronnen vanuit de landbouw zijn veelal kleiner dan 10% (Tabel 1).

De aanvoer van stikstof via oppervlaktewater vanuit het Rijkswater en vanuit het buitenland worden meestal als een aparte bronnen beschouwd, zodat niet hoeft worden nagegaan wat de bronnenverdeling in het Rijkswater en in de buitenlandse delen van een stroomgebied is. In sommige regio's is het buitenlandse aandeel veel groter dan in andere. Daarentegen leveren rioolwaterzuiveringsinstallaties op regionaal niveau slechts een kleine bijdrage (1 – 8%), evenals stikstofdepositie vanuit de atmosfeer. Dit neemt niet weg dat atmosferische depositie een sterke invloed kan hebben op lokaal niveau, aangezien deze depositie de belangrijkste bron van stikstof is voor geïsoleerde wateren in natuurgebieden (met een hoge soortdiversiteit en grote gevoeligheid voor stikstof).

Tabel 1. Jaargemiddelde herkomst van stikstof in regionale oppervlaktewateren in procenten van de totale belasting. Bron: regionale bronnenanalyse nutriënten (Schipper et al., 2016, 2018, 2019a,b, 2020a,b; Van Boekel et al., 2015, 2018, 2020a,b)). Voor de definities van de verschillende bronnen, zie bijlage 2)

Bron / Regio	WS Limburg	WS de Dommel	WS Aa en Maas	WS Brabantse Delta	Gelderse Vallei	delen WDOD	delen Hollandse Delta	Alb.waard & Vijfheerenlanden	Schieland	Krimpenerwaard	WS Zuiderzeeland	HHNK droogmakerijen	HHNK laagveen	HHNK jonge klei, duinzand
Landbouw totaal, bestaande uit:	46	65	77	71	79	66	73	84	59	43	71	86	41	69
· Actuele bemesting	32	47	53	48	48	46	44	45	23	15	43	50	17	47
· Historische bemesting	2	3	4	4	5	3	3	5	1	4	2	4	2	3
· Nalevering bodem	3	4	6	9	11	9	16	24	14	19	11	18	15	10
· Atm. depositie	4	6	7	5	5	4	4	3	2	2	4	4	1	3
· Kwel en infiltratiewater	2	2	3	2	6	2	4	4	4	0	10	6	4	3
- Overige landbouwemissies	3	3	4	3	4	2	2	3	15	3	1	4	2	3
Effluent RWZI's	8	5	6	3	7	6	1	0	0	1	1	0	0	1
Directe atmosferische depositie op open water	3	4	4	3	2	2	3	7	8	9	4	2	17	3
Uitspoeling vanuit natuurgebieden	4	12	6	7	5	11	3	2	2	11	11	2	9	4
Toestroom buitenland en inlaat rijkswater	36	13	8	14	1	7	14	4	8	32	6	8	28	17
Overige punt- en diffuse bronnen	4	2	1	1	6	6	6	1	22	4	7	3	6	6

Bij deze resultaten moet worden aangetekend dat niet alle regio's in de analyses zijn meegenomen vanwege het ontbreken van gegevens. Niettemin worden de conclusies van de regionale bronnenanalyses bevestigd door de resultaten van soortgelijke landelijke analyses (Van Gaalen et al., 2020). Laatstgenoemde studie geeft eveneens aan dat gemiddeld ongeveer tweederde van de stikstofuitspoeling naar Nederlandse oppervlaktewateren voor rekening komt van de mestgift vanuit landbouwgronden (zie bijlage 2).

2.2. Omzettingen en transportroutes van stikstof

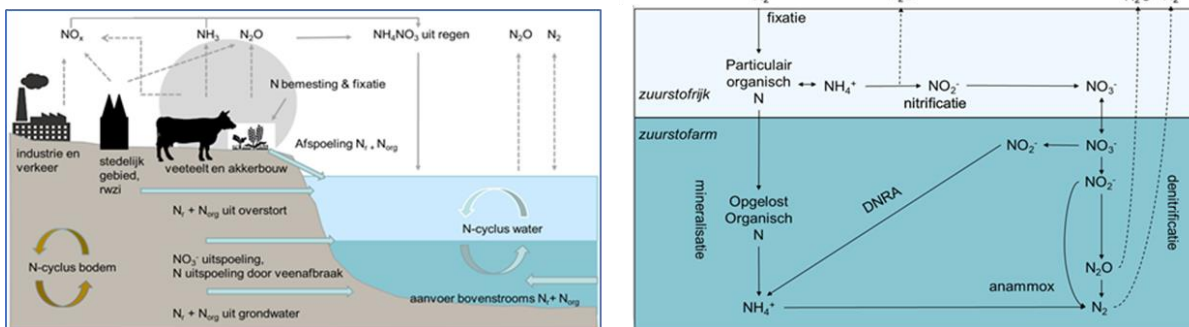
Het merendeel van de stikstofbelasting van de Nederlandse oppervlaktewateren is – direct of indirect – afkomstig vanaf het land (Tabel 1). Tijdens het transport kan stikstof op verschillende manieren worden omgezet. Deze omzettingen zijn met name afhankelijk van de lengte van de transportroutes, de samenstelling van de (water)bodem en de zuurstofhuishouding. Deze omzettingen spelen een belangrijke rol voor de directe en indirecte effecten van stikstof op de waternatuur.

2.2.1. Vormen van stikstof

Stikstof (N) is in verschillende vormen aanwezig in het milieu en deze kunnen via verschillende chemische reacties in elkaar worden omgezet (Figuur 1). Allereerst is er het onderscheid tussen minerale en organische N-verbindingen. Minerale N-verbindingen beslaan een breed spectrum van sterk gereduceerd ammoniak (NH_3) en ammonium (NH_4^+) via neutraal stikstofgas (N_2) en lachgas (N_2O) tot sterk geoxideerd nitraat (NO_3^-). Bij organische verbindingen is het stikstof ingebouwd in een organische stof met koolstofverbindingen. Voorbeelden hiervan zijn stikstof dat in eiwitten of het DNA aanwezig is, of ureum dat via urine wordt uitgescheiden.

2.2.2. Omzettingen van stikstofverbindingen

Een groot deel van de stikstofbelasting bestaat uit nitraat, wat zeer mobiel is en eenvoudig kan uitspoelen naar het grond- en oppervlaktewater. Tijdens dit transport kan nitraat worden opgenomen en omgezet in diverse verbindingen via een breed scala aan microbiologische en chemische processen (Burgin & Hamilton, 2007; Francis *et al.*, 2007, Peeters *et al.*, 2014). De zogeheten redox-(**re**ductie-**o**xidatie) reacties spelen hierbij een belangrijke rol. Een voorbeeld van een redoxreactie is de oxidatieve afbraak van organisch materiaal (bijvoorbeeld afkomstig uit mest) met zuurstof door micro-organismen, of – in afwezigheid van zuurstof – met andere stoffen als oxidator zoals nitraat of sulfaat. Het aanwezige stikstof in organisch materiaal wordt door schimmels en bacteriën omgezet in minerale vormen, zoals ammonium (NH_4^+). Dit ammonium kan vervolgens worden omgezet naar nitraat (Figuur 2). Dit laatstgenoemde proces heet nitrificatie, en treedt alleen op bij zuurstofrijke condities.



Figuur 2. Schematische weergave van de belangrijkste transportroutes en omzettingen van stikstof van, naar en in oppervlaktewater. NO_x = stikstofoxiden. NH₃ = ammoniak, NH₄⁺ = ammonium, N₂O = lachgas, N₂ = inert stikstofgas, NH₄NO₃ = ammoniumnitraat, NO₃⁻ = nitraat, NO₂⁻ = nitriet. N_r = is reactief stikstof. N_{org} = organisch stikstof. DNRA = dissimilatieve nitraat reductie naar ammonium. Anammox = anaerobe ammonium\oxidatie. Gestippelde lijnen geven de stappen weer waarbij stikstof in gasvorm het systeem verlaat (naar: Francis et al., 2007, Peeters et al., 2014).

Stikstofomzettingen in water

Hiernaast kan stikstofgas (N₂) vanuit de lucht vastgelegd worden door stikstoffixerende micro-organismen, die van nature zowel in de waterkolom en waterbodem voorkomen. Dit zijn soms vrijlevende bacteriën, zoals cyanobacteriën (ook wel bekend als blauwalgen), maar vaak ook bacteriën die in symbiose leven met (water)planten, zoals bijvoorbeeld bij Grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*). Via dit proces wordt dus stikstof aan het water toegevoegd. De hoeveelheid is sterk afhankelijk van de aanwezigheid van stikstoffixerende bacteriën; in voedselarme wateren is de toevoeging zeer laag en in zeer voedselrijke wateren varieert deze sterk (Howarth et al., 1988).

Omgekeerd zijn er twee processen waarbij stikstofgas (N₂) wordt gevormd, en stikstof dus juist uit het systeem verdwijnt, namelijk denitrificatie en anammox. Beide processen treden alleen op onder zuurstofarme tot zuurstofloze omstandigheden. Bij denitrificatie wordt nitraat omgezet tot stikstofgas (N₂, figuur 2). Bij anammox dienen ammonium en nitriet als substraat voor de vorming van N₂ (Figuur 2); dit laatstgenoemde proces speelt vooral een rol in systemen met weinig organisch materiaal en veel ammonium, en vindt – in tegenstelling tot denitrificatie – alleen plaats onder strikte zuurstofloosheid. Hiernaast kan nitraat ook worden omgezet naar ammonium; dit proces heet Dissimilatieve NitraatReductie naar Ammonium (DNRA) (figuur 2), en treedt vooral op in systemen met een overmaat aan organisch materiaal ten opzichte van nitraat. Bij DNRA staat stikstofreductie niet gelijk aan stikstofverwijdering, omdat het gevormde ammonium weer beschikbaar is voor waterplanten en micro-organismen.

In de meeste Nederlandse stroomgebieden zal denitrificatie de grootste bijdrage leveren aan verwijdering van stikstof vanuit het stroomgebied naar de atmosfeer. Dit proces lijkt in eerste instantie positief, omdat de stikstofconcentraties in het oppervlaktewater hierdoor dalen. Denitrificatie heeft echter ook een keerzijde, door vorming van bijproducten die tijdens deze reactie ontstaan. Onderstaand wordt dit nader toegelicht.

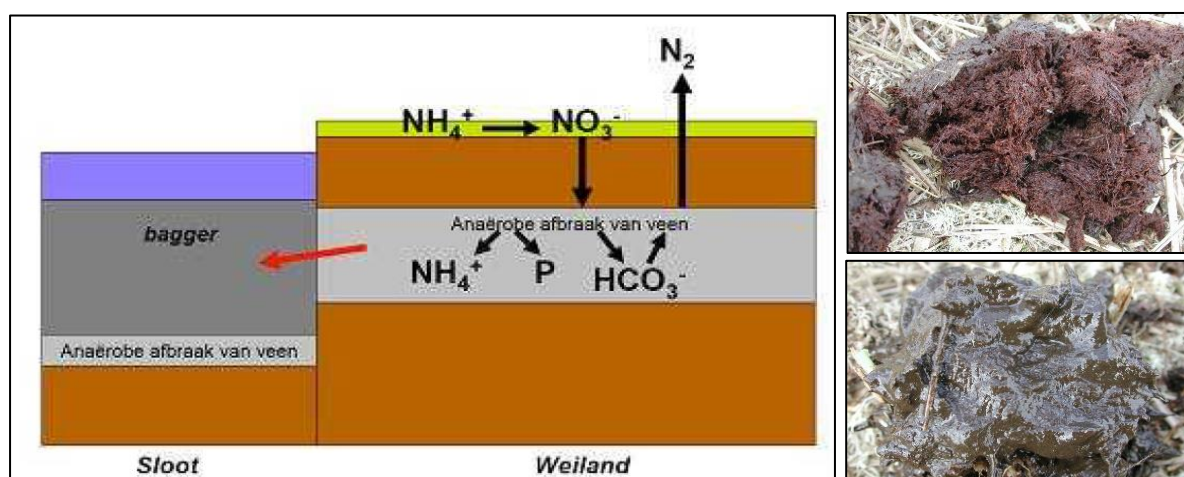
2.2.3. Indirecte effecten van stikstofbelasting

De belasting van oppervlaktewateren met stikstof leidt niet alleen tot directe effecten, maar heeft – door chemische omzettingen van stikstofverbindingen – ook een aantal indirecte effecten. Hierbij is een sleutelrol weggelegd voor denitrificatie. Het laatstgenoemde proces, waarbij nitraat wordt gereduceerd tot stikstofgas, ontleent zijn energie aan de oxidatie van organisch materiaal, tweewaardige ijzerverbindingen of pyriet (ijzersulfiden). De 'bijproducten' die bij deze reacties worden gevormd, kunnen negatieve effecten hebben op het ecologisch functioneren van oppervlaktewateren. De volgende omzettingen zijn hierbij relevant:

- (1) oxidatie van organisch materiaal, waardoor (a) veenbodems worden afgebroken en (b) de beschikbaarheid van koolstof (zoals CO₂ en bicarbonaat) toeneemt;
- (2) oxidatie van het aanwezige zwavel in pyrietbanken (FeS_x), wat in hogere concentraties van sulfaat en nikkel resulteert. Samen met de toegenomen hardheid van water levert dit problemen op voor de drinkwaterwinning;
- (3) oxidatie van Fe²⁺ naar Fe³⁺, waardoor ijzer geïmmobiliseerd wordt in het grondwater en het oppervlaktewater minder ijzerrijk water ontvangt;
- (4) productie van lachgas (N₂O), wat een sterk broeikasgas is.

Ad. 1a Afbraak van veenbodems

Bij denitrificatie wordt nitraat gereduceerd tot stikstofgas, terwijl organisch materiaal (zoals veen) wordt afgebroken tot minerale (anorganische) stoffen. Met name in laagveengebieden heeft dit grote gevolgen. Door denitrificatie wordt het veen in de zuurstofloze ondergrond namelijk afgebroken tot een vloeibare blubberlaag, die vervolgens naar aangrenzende sloten kan uitspoelen (Figuur 3). Vanuit dit afgebroken veen komen nutriënten en sulfaat vrij die ook kunnen uitspoelen, met vermessing (eutrofiëring) tot gevolg. Dit proces wordt door uitspoeling van nitraat uit landbouwkundige activiteit sterk gestimuleerd.



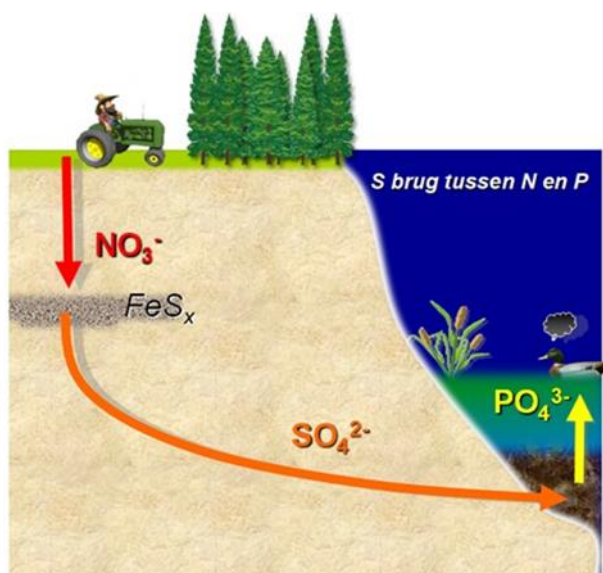
Figuur 3: Afbraak van veen door omzetting van nitraat in stikstofgas (N₂). Deze afbraak vindt plaats in de diepere, zuurstofloze (anaërobe) bodemlaag. De oorspronkelijk stevige veenbodems (foto rechtsboven) wordt hierbij afgebroken tot vloeibare blubber (foto rechtsonder), en stroomt naar de aangrenzende sloot.

Ad. 1b. Toename van koolstofbeschikbaarheid

Bij de afbraak van organisch materiaal tijdens denitrificatie kan bicarbonaat vrijkomen. Bicarbonaat (HCO_3^-) kan – net als CO_2 – als koolstofbron gebruikt worden voor fotosynthese. In veel zwak gebufferde wateren op de hoge zandgronden in Nederland was koolstof van oorsprong het limiterende element voor algen- en plantengroei. Een toename van de koolstofbeschikbaarheid in deze wateren leidt tot een verlies van kenmerkende soorten die juist zijn aangepast aan een lage beschikbaarheid van koolstof. Hiernaast leidt een toename van bicarbonaat ook tot een versterkte afbraak van het organisch materiaal. Uit dit organische materiaal komen ook nutriënten (zoals fosfaat en ammonium) vrij, met eutrofiëring tot gevolg.

Ad. 2. Omzetting van pyrietbanken

In een aanzienlijk deel van Nederland komen pyrietbanken voor, ook in ondiepe bodemlagen. Deze pyrietbanken bestaan uit ijzersulfiden (FeS_x). In de aanwezigheid van pyriet wordt nitraat omgezet in stikstofgas, terwijl het aanwezige zwavel wordt omgezet in sulfaat. Dit sulfaat spoelt via het grondwater naar het oppervlaktewater uit (Figuur 4). In het sediment van deze wateren kan dit sulfaat vervolgens weer worden omgezet in sulfiden. Deze sulfiden hebben twee duidelijk negatieve eigenschappen. In de eerste plaats zijn sulfiden erg giftig voor veel planten- en diersoorten, waardoor veel wortelende planten en bodembewonende dieren verdwijnen. Hiernaast verdringen deze sulfiden het fosfaat dat aan ijzer gebonden is, waardoor de beschikbaarheid van fosfaat in het oppervlaktewater toeneemt. Op deze manier resulteert een toegenomen stikstofbelasting indirect ook tot een aanvullend eutrofiërend effect door fosfaat. Bovendien wordt bij de omzetting van sulfaat in sulfiden ook bicarbonaat gevormd, waardoor de afbraak van organisch materiaal wordt versneld en eveneens extra nutriënten vrijkomen (zie hierboven).



Figuur 4. Nitraatuitspoeling vanuit de landbouw of door invang van stikstofdepositie in bossen kan resulteren in hoge sulfaatconcentraties in het grondwater wanneer er pyriet (FeS_x) in de bodem aanwezig is. Sulfaat kan in natte systemen resulteren in een versnelde mobilisatie van fosfaat. Bron: vereenvoudigd schema naar Smolders et al. (1993, 2010)

Voor laagveengebieden is berekend dat 70% van het sulfaat in oppervlaktewateren afkomstig was uitspoeling vanuit aangrenzende percelen en slechts 30% vanuit de inlaat van gebiedsvreemd water (Vermaat et al., 2012).

Ad. 3. Oxidatie van ijzer door nitraat

In een zuurstofloze bodem kan denitrificatie ook plaatsvinden door oxidatie van tweewaardig ijzer (Fe^{2+}) naar driewaardig ijzer (Fe^{3+}). In diepe zuurstofloze grondlagen bevindt zich van nature tweewaardig ijzer, dat goed oplosbaar is in grondwater. Door denitrificatie wordt dit geoxideerd tot driewaardig ijzer, wat slecht oplosbaar is en uit het grondwater verdwijnt. Door dit proces is het ondiepe grondwater in pleistoceen Nederland op veel plaatsen arm aan ijzer geworden, waardoor ook de toevoer van ijzerrijk water naar oppervlaktewateren sterk is afgenomen. Het ijzer is weliswaar nog wel in de bodem aanwezig, maar is niet meer oplosbaar in het grondwater. IJzer speelt een belangrijke rol bij de vastlegging van fosfaat. Bij een lagere toevoer van ijzer via het grondwater, zal fosfaat eerder tot eutrofiëringsproblemen in oppervlaktewateren leiden.

Ad. 4. Productie van lachgas

Bij denitrificatie kan ook lachgas (N_2O) worden gevormd. Lachgas is een zeer sterk broeikasgas, met een 298 keer sterker opwarmingspotentiaal dan CO_2 (IPCC, 2014). Tijdens het proces van denitrificatie is lachgas (N_2O) het tussenproduct bij de vorming van niet schadelijk stikstofgas (N_2) uit nitraat (NO_3^-). De stikstofbelasting bepaalt hoeveel lachgas hierbij ontstaat. Een hogere stikstofbelasting leidt namelijk tot een minder efficiënte stikstofverwijdering en relatief hogere lachgasemissies (Van de Leemput et al., 2011). Daarnaast wordt lachgasemissie beïnvloed door de zuurgraad (pH) en het zuurstofgehalte. Juist bij relatief hoge zuurstofconcentraties wordt de laatste omzettingstap van N_2O naar N_2 geremd, resulterend in hogere N_2O emissies. Ook bij nitrificatie (de omzetting van ammonium naar nitraat) komt lachgas vrij als bijproduct (Figuur 2, Tian et al., 2020).

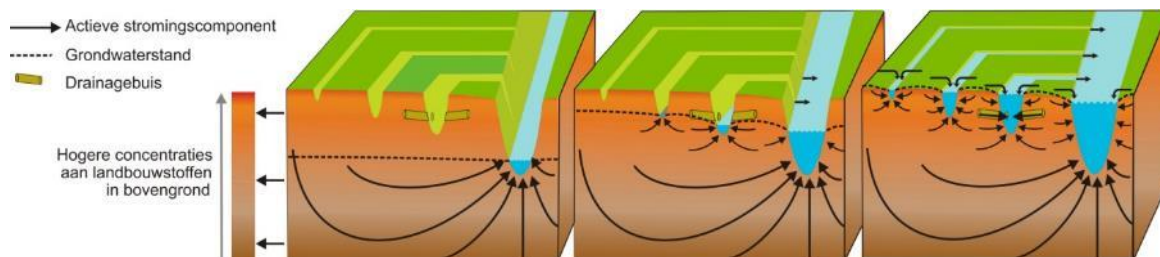
2.2.4. Transport van stikstof door het grondwater

Transport van stikstof door het grondwater speelt een belangrijke rol. Dit geldt niet alleen voor stikstof zelf, maar ook voor de bijproducten die hierbij worden gevormd (zoals sulfaat, zie paragraaf 2.2.3). Dit betekent dat de patronen van grondwaterstromen in Nederland een belangrijke rol spelen voor de effecten van stikstof in natuur en oppervlaktewater.

Ruimtelijk gezien kunnen in Nederland drie grondwaterstromingspatronen worden onderscheiden: de ondiepe, lokale waterstromen, en de dieper gelegen sub-regionale en regionale stromingen (Dufour, 1998). Voor de stikstofbelasting van oppervlaktewateren zijn met name de lokale, ondiepe grondwaterstromen van belang, aangezien deze vaak met stikstof zijn belast. Voor stilstaande wateren betreft dit zeer lokale systemen, dat wil zeggen: de grondwaterstromen van percelen naar aangrenzende sloten en andere wateren. Voor beken betreft dit de ondiepe grondwaterstromen die naar de beek stromen.

Regionale kwelstromen kunnen ook een duidelijke bijdrage leveren aan de stikstofbelasting van het oppervlaktewater. In (diepe) kleipolders bijvoorbeeld voeren deze waterstromen veel ammonium (NH_4^+) aan, wat afkomstig is van oude, organische

stof rijke lagen in de ondergrond. Door de ontwatering van deze polders worden deze kwelstromen naar de polders toe getrokken.



Figuur 5. Conceptueel model over de relatie tussen grond- en oppervlaktewater (Rozemeijer en Broers, 2007)

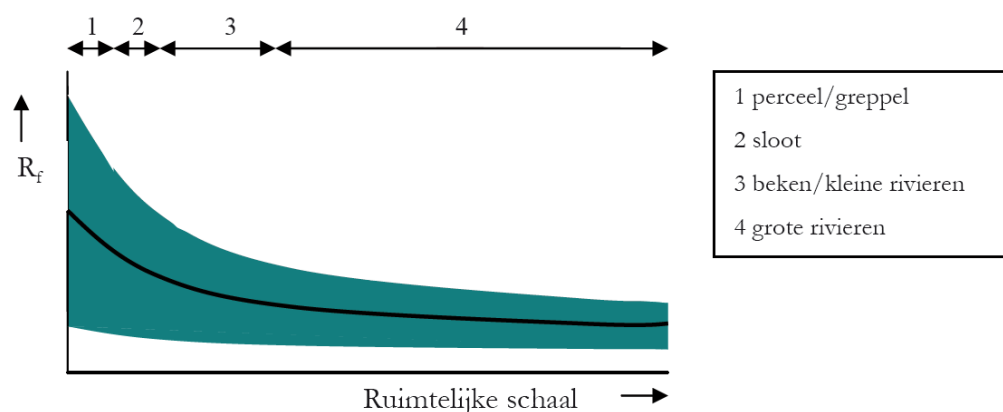
De bijdrage van de verschillende grondwaterstromen kan door de tijd variëren. Voor beken is een conceptueel model opgesteld, dat inzicht geeft in de oorzaken van deze temporele variatie (Figuur 5; Rozemeijer en Broers, 2007). Dit conceptuele model gaat er vanuit dat, bij afwezigheid van puntbronnen, de chemische samenstelling van het oppervlaktewater de resultante is van een variërende mengverhouding tussen diepe en ondiepe grondwaterstroombanen. Onder droge omstandigheden wordt het oppervlaktewater gevoed door diepere stroombanen. In de meeste gebieden in Nederland bevatten deze stroombanen geen stikstof, waardoor de concentraties laag zijn. Als het natter wordt dan blijft de diepere grondwaterstroom bijdragen, maar deze wordt aangevuld met een aandeel ondiep grondwater en eventueel drainwater. Laatstgenoemde twee waterstromen bevatten vaak hoge concentraties aan stikstof, waardoor de stikstofconcentraties in de beek stijgen. Als er extreem veel regen valt, dan kunnen ook zeer snelle stroombanen zoals oppervlakkige afstroming gaan bijdragen aan het oppervlaktewater. De (variatie in) stikstofbelasting van een beek kan dus verklaard worden door inzicht te hebben in de relatieve bijdrage van de verschillende (grond)waterstromen aan de beek, in combinatie met de concentraties van stikstof in elk van deze stromen.

2.2.5. Retentie van stikstof

Een oppervlaktewatersysteem kan worden belast met verschillende bronnen van stikstof. Vaak zijn er aanzienlijke verschillen tussen de som van alle ingaande stikstofbronnen in een stroomgebied ten opzichte van de stikstofvrachten die dit stroomgebied verlaten. Dit komt door allerlei fysische en biogeochemische processen in het stroomgebied waardoor stikstof kan worden omgezet, verwijderd, toegevoegd of tijdelijk opgeslagen. Deze processen worden samengevat onder de noemer 'retentie' (Van Gerven et al., 2009).

Retentie kan het gevolg zijn van *tijdelijke opslag* van stikstof in waterplanten en het sediment of van *definitieve verwijdering*, zoals door denitrificatie, irreversibele sedimentatie en baggeren. Neem als voorbeeld de tijdelijke retentie in planten. Deze retentie is hoog tijdens de groeifase van waterplanten (60-70% van de vracht; De Klein, 2008) maar negatief tijdens de afstervingsfase wanneer een aanzienlijk deel van het vastgelegde stikstof weer vrijkomt. Tijdens de groeifase bevorderen planten wel de denitrificatie waardoor stikstof permanent verdwijnt uit het systeem (zuiverende werking). Alleen permanente verwijdering draagt dus bij aan vermindering van de stikstofbelasting van oppervlaktewateren.

De retentie van stikstof is sterk afhankelijk van het ruimtelijk schaalniveau. Kleine waterlopen hebben veelal een groot zuiverend vermogen, waardoor er een hoge retentie van stikstof is (figuur 6). Dit komt door lange verblijftijden van het water in de kleine waterlopen, in combinatie met het grote totale openwater-oppervlak hiervan in vlakke gebieden (Van Gerven et al., 2009). Door de hoge verblijftijden heeft het watersysteem veel tijd om het water te zuiveren. Daarbij groeien in kleine waterlopen vaak veel waterplanten. Deze waterplanten stimuleren denitrificatie en vergroten de sedimentatie, waardoor de retentie sterk kan toenemen. Hierdoor kan in zeer dichte netwerken van sloten en greppels, zoals we die in Nederland kennen, de verwijdering van stikstof erg groot zijn. In dergelijke dichte netwerken kan de retentie oplopen tot 60 – 70% van de inkomende N-vrachten (de Klein, 2008). Dit zuiverend vermogen treedt alleen op tijdens de zomermaanden, wanneer de temperaturen hoog genoeg zijn voor denitrificatie; tijdens de wintermaanden is de retentie vele malen lager. Bovendien kan het zuiverend vermogen deels teniet gedaan worden door buisdrainage. Deze drainage versnelt namelijk de afvoer vanuit de percelen naar het oppervlaktewater, waardoor er minder denitrificatie kan optreden.



Figuur 6. De retentiefraction van stikstof als functie van het ruimtelijk schaalniveau. De groene band geeft de bandbreedte rondom de algemene trend (zwarte lijn) weer (figuur overgenomen uit Van Gerven et al., 2009).

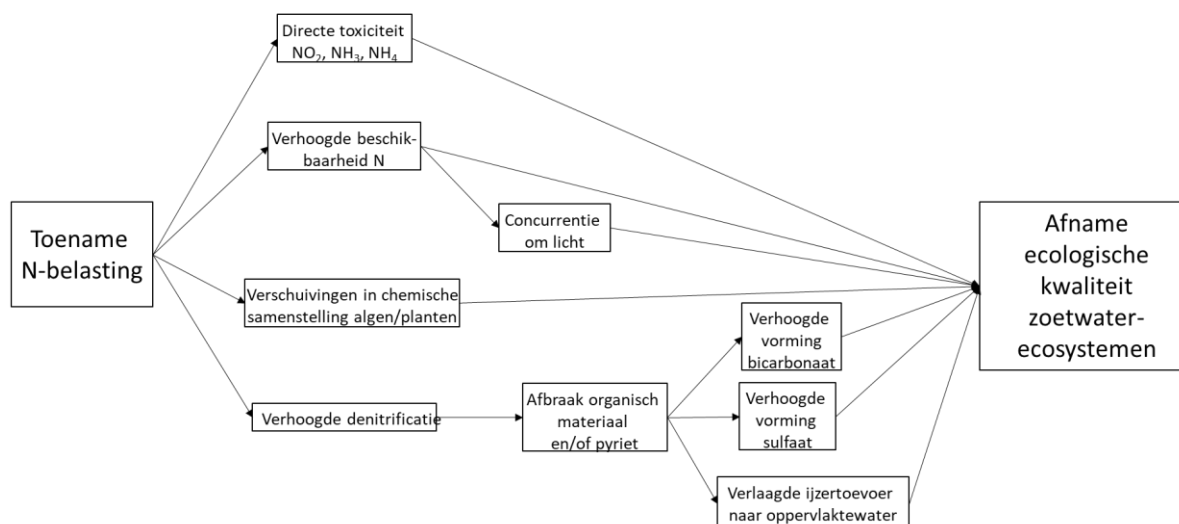
De zuiverende werking van grote waterlopen, zoals grote rivieren, is een stuk kleiner. Naar schatting wordt in deze wateren ongeveer 5% van de inkomende N-vrachten vastgelegd of verwijderd (Alexander et al., 2000; Van der Lee et al., 2004). Niettemin kan in deze wateren in absolute zin nog steeds veel stikstof verwijderd worden. Weliswaar hebben grote wateren een kleinere zuiverende werking, maar door de grote stikstofvrachten in deze wateren is de absolute retentie toch nog behoorlijk groot.

3 Effecten van stikstof op aquatische ecosystemen

3.1. Werkingsmechanismen van een overmaat aan stikstof

Een hoge stikstofbelasting kan op verschillende manieren effect hebben op de aquatische natuur. De werkingsmechanismen van deze effecten zijn complex en veelzijdig (Figuur 7). De belangrijkste effecten van een verhoogde stikstofbelasting zijn:

1. voedselverrijking (eutrofiëring) door de verhoogde beschikbaarheid van stikstof. Sommige soorten (zoals algen of kroos) kunnen hier beter of sneller van profiteren dan andere. Deze soorten nemen dan alle plaats in, wat vaak ten koste gaat van karakteristieke en zeldzame soorten.
2. verschuiving in de verhouding tussen stikstof en fosfor in algen en planten, wat negatief kan doorwerken naar de rest van het voedselweb door bijvoorbeeld vermindering van de voedselkwaliteit en eetbaarheid;
3. verhoogde denitrificatie, wat – als indirect effect – tot verhoogde concentraties van bicarbonaat en sulfaat kan leiden en een verlaging van de ijzerconcentraties, wat de beschikbaarheid van fosfaat vergroot. Met name in voedselarme systemen kan dit negatieve gevolgen hebben op de soortdiversiteit.
4. directe vergiftiging (toxiciteit) door hoge concentraties van stikstofhoudende verbindingen (zoals NO_2^- , NH_3 , NH_4^+);



Figuur 7 Potentiële werkingsmechanismen van een overmaat van stikstof die tot een afname van de kwaliteit van aquatische ecosystemen kunnen leiden.

Bovengenoemde mechanismen kunnen zowel in stilstaande als stromende wateren optreden. Het relatieve belang van deze mechanismen hangt sterk samen met de verblijftijd van het water. Bij langere verblijftijden spelen interne processen (zoals algengroei, denitrificatie en afbraak van organisch materiaal) een grotere rol, terwijl bij korte verblijftijden vooral de kwaliteit van het aangevoerde water doorslaggevend is. Een voorbeeld hiervan is de tijdsduur die nodig is voor het optreden van algenbloei. Vollenweider toonde aan dat fytoplanktonbloei alleen kan optreden bij verblijftijden die

langer zijn dan de benodigde 'verdubbelingstijd' voor algenbiomassa, ongeacht de hoogte van de nutriëntenbelasting (OECD, 1982). Deze wetmatigheid geldt zowel voor meren als voor boven- en middenlopen van beken en kleine rivieren (Hilton et al., 2006). In beken en rivieren met snel stromend water ontwikkelen zich dus geen algenbloei, evenals in stilstaande wateren met een korte verblijftijd (zoals sloten en kanalen die doorspoeld worden). In deze systemen is de dichtheid van algen in het aangevoerde water van groot belang. Bij langere verblijftijden kan wel algenbloei optreden. Dit geldt zowel voor meren met een lage doorspoelsnelheid, als voor gestuwde beken en rivieren, die door deze verstuwingswerken eveneens een langere verblijftijd bezitten.

3.1.1. Eutrofiëring door toename van de stikstofbeschikbaarheid

Eutrofiëring wordt veroorzaakt door een toename van nutriënten die limiterend (kunnen) zijn voor de groei van algen en waterplanten in een watersysteem; in de Nederlandse oppervlaktewateren gaat dit vaak om fosfaat en stikstof. Deze toename kan het gevolg zijn van een verhoogde aanvoer van stikstof, maar ook van interne eutrofiëring door de toename van sulfaat en bicarbonaat-concentraties (zie paragraaf 2.2.2). Daarnaast is de stikstofverwijdering door denitrificatie minder efficiënt bij hogere belastingen, waardoor de beschikbaarheid eveneens wordt verhoogd (Van de Leemput et al., 2011).

Bij eutrofiëring gaan bepaalde soorten algen en waterplanten woekeren, wat veelal ten koste gaat van kenmerkende en zeldzame soorten. Niet alleen de (toename in) absolute concentraties van N en P zijn hierbij van belang, maar ook de verhouding tussen beide (Sterner & Elser, 2002). Voor stilstaande wateren wordt aangenomen dat de hoeveelheden stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater in een relatief stabiele verhouding tot elkaar voorkomen; dit is de zogeheten "Redfield ratio" (Moss et al., 2013). Deze ratio geeft aan dat – in ecologisch gezonde watersystemen – de aanwezigheid van 16 mol totaal-N samengaat met de aanwezigheid van 1 mol totaal-P. Waarden lager dan 16 indiceren dat algengroei gelimiteerd is door stikstof, terwijl fosforlimitatie bij hogere waarden optreedt.

In stikstof-gelimiteerde wateren (met N:P ratio < 16) kan een toename van de stikstofbelasting tot sterke algenbloei leiden (Sterner & Elser, 2002). Bij hoge absolute concentraties van stikstof en N/P < 16 zijn de effecten echter minder eenduidig. In deze wateren is vaak al een hoge algenbiomassa aanwezig, en hoeft een extra toevoer van stikstof geen effect te hebben, omdat deze (vanwege de hoge concentraties) niet limiterend is. Toch kan ook in deze voedselrijke wateren stikstof tijdelijk limiterend zijn. Dit geldt vooral voor de zomermaanden, wanneer denitrificatie tot een aanzienlijke vermindering van de stikstofbeschikbaarheid in het oppervlaktewater leidt. Een kleine toename in N-belasting in deze periode had in Lake Tahu een groot effect op blauwalgengroei (Paerl et al., 2015; Chen et al., 2018; Zahn et al., 2018; Scott et al., 2019).

Wijzigingen in algen- en waterplantensamenstelling (de zogeheten 'primaire producenten') hebben veelal grote gevolgen voor de aanwezige fauna-soorten. Veel secundaire producenten (zoals macrofauna en vis) zijn namelijk afhankelijk van de aanwezigheid van bepaalde groeivormen van waterplanten, of van soortengroepen in de algengemeenschap. Door eutrofiëring verslechtert ook de zuurstofhuishouding van het water, en treden duidelijke wijzigingen op in de diversiteit aan leefgebieden (habitats) van soorten als ook de voedselbeschikbaarheid. Bijgevolg verdwijnen ook veel diersoorten bij voorgaande eutrofiëring.

3.1.2. Disbalans in verhouding van elementen

Een hoge stikstofbelasting kan ook een disbalans veroorzaken tussen de hoeveelheden stikstof en fosfaat, als ook ten opzichte van andere mineralen. Hierdoor kan de voedingswaarde van algen en waterplanten veranderen (Sterner & Elser, 2002; Dülger et al., 2017), wat potentieel negatieve gevolgen heeft voor soorten die zich hiermee voeden (Hessen et al., 2017). Dit effect is het sterkst in voedselarme tot matig voedselrijke wateren, en is aangetoond in een groot aantal meren in Scandinavië en Duitsland (Elser et al., 2009a,b; 2010; Deiningen et al., 2017; Trommer et al., 2017). De verslechterde voedselkwaliteit van de algen leidde tot fosfaatlimitatie van verschillende zoöplanktongroepen (met name watervlooien; Elser et al., 2010) en verlaagde dichtheden van deze groepen (Trommer et al., 2017). Watervlooien vervullen in veel meren een belangrijke rol bij het 'in toom houden' van de algengroei, en bijgevolg gaan minder watervlooien vaak gepaard met troebel water en een slechtere ecologische kwaliteit. Ook vissen kunnen hierdoor in aantal afnemen, omdat watervlooien de belangrijkste voedselbron vormen voor jonge, opgroeiende vis. Op deze manier kunnen de effecten van een hoge stikstofbelasting in het gehele voedselweb doorwerken.

Het effect van de verrijking met stikstof heeft ook invloed op de afbraaksnelheid van organisch materiaal op de waterbodem. Dit effect is het sterkst voor organisch materiaal met een lage voedselkwaliteit, lees een hoge verhouding tussen koolstof en stikstof (hoge C:N ratio). Toevoer van extra stikstof stimuleert de afbraak van dit organisch materiaal (Tant et al. 2013, Biasi et al. 2017). De afbraakproducten die hieruit ontstaan kunnen zich vervolgens zodanig ophopen, dat het beschikbare bodemhabitat voor faunasoorten sterk verandert. Tijdens de versterkte afbraakprocessen kan ook het zuurstofgehalte sterk wisselen. Dit terwijl zuurstof juist voor fauna een cruciale factor is, en kortstondige dalingen hiervan voor veel soorten reeds fataal zijn.

3.1.3. Indirecte effecten: toename van bicarbonaat en sulfaat, en afname van ijzergehaltes

Een toename van de stikstofbelasting kan tot hogere concentraties van bicarbonaat en sulfaat leiden en een afname van de ijzergehaltes. Een stijging van het bicarbonaatgehalte zorgt ook voor een verhoogde afbraak van organisch materiaal, wat tot (verdere) eutrofiëring kan leiden door de nutriënten die hierbij vrijkomen. Sulfaat kan in de waterbodem worden gereduceerd tot het giftige sulfide, waardoor veel planten- en diersoorten verdwijnen (Lamers et al., 1998). Deze sulfiden kunnen daarnaast de beschikbaarheid van fosfaat met een factor 10 – 100 verhogen, met eutrofiëring tot gevolg. De geringere ijzertoevoer naar de oppervlaktewateren resulteert ook in eutrofiëring, omdat er minder ijzer beschikbaar is voor de vastlegging van fosfaat, waardoor er meer fosfaat beschikbaar is voor algengroei (Smolders et al., 2006, 2010).

De eutrofiëring die – direct of indirect – het gevolg is van een hoge stikstofbelasting heeft ook grote gevolgen voor de fauna. Bij toename in concentratie van stikstof en fosfor neemt de diversiteit aan waterplanten en groeivormen, waardoor er minder habitat beschikbaar is voor veel diersoorten. Verdergaande eutrofiëring resulteert ook in algenontwikkeling van draadvormige groen- en vooral blauwalgen. Hierdoor neemt de eetbaarheid en voedselkwaliteit voor veel fauna af. Dit wordt nog versterkt wanneer de verhouding tussen stikstof en fosfor wordt verstoord.

3.1.4. Directe toxiciteit van stikstofhoudende verbindingen

Bij een toenemende stikstofbelasting nemen ook de concentraties van stikstofhoudende verbindingen toe, zoals nitriet (NO_2^-) en ammoniak (NH_3). Deze stoffen zijn reeds bij lage concentraties direct toxisch voor veel planten en dieren, waardoor veel soorten verdwijnen. De toename van deze concentraties is mede het gevolg van een slechte zuurstofhouding, wat in veel geëutrofeerde wateren het geval is.

Extreem hoge concentraties ammoniak en nitriet kunnen direct giftig zijn voor aquatische soorten, en de overleving, groei en voortplanting van deze soorten beïnvloeden (Camargo & Alonso 2006). Ammoniak is voor veel soorten zeer giftig, terwijl dit voor ammonium niet of aanzienlijk minder geldt (Russo, 1985). Het meest gevoelig zijn kleine waterbeestjes (zoals slakken en platwormen) en vissen (bv de zalm). Gevoelige zoetwaterdieren zijn beschermd bij maximale concentraties van 0.05–0.35 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ voor blootstelling op de korte termijn en 0.01–0.02 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ voor de lange termijn (review in Camargo & Alonso 2006). Postma et al (in druk) geven aan dat ammonium-toxiciteit een grote rol speelt in de Nederlandse oppervlaktewateren, en dat de drempelwaarden voor ecologische effecten in circa 25% van de Nederlandse oppervlaktewateren wordt overschreden; deze wateren liggen merendeels in laag-Nederland (Noord- en Zuid-Holland en Zeeland).

Nitriet kan eveneens reeds in lage concentraties giftig zijn, onder meer voor (vlo)kreeften en eendagsvliegen (haften), en vissen zoals zalm en karper. Acute toxiciteit kan reeds optreden bij 3 mg $\text{NO}_2\text{-N/L}$ (LC50 96-uur), en gevoelige zoetwaterdieren zijn beschermd bij maximale concentraties van 0.08–0.35 mg $\text{NO}_2\text{-N/L}$ (review in Camargo & Alonso 2006).

Naast nitraat en ammoniak kan nitraat giftig zijn voor waterdieren. Hoge concentraties van nitraat wijzigt de structuur van zuurstofdragende pigmenten, waardoor deze geen zuurstof meer kunnen vervoeren naar de organen (Camargo et al., 2005). Met name bepaalde kokerjuffers, vlokreeften en vissen (zoals zalm) zijn gevoelig voor nitraattoxiciteit (Camargo & Alonso 2006). Gevoelige zoetwaterdieren zijn beschermd bij maximum concentraties van 2 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ (Camargo et al. 2005).

3.2. Drempelwaarden voor ecologische effecten

3.2.1. Drempelwaarden voor stikstofconcentraties

Voor de verschillende KRW-watertypen is een studie uitgevoerd naar drempelwaarden, gebaseerd op verschillen in de macrofaunagemeenschap (Verdonschot & Higler, 2003; Verdonschot, 2006, 2007). Deze drempelwaarden zijn berekend voor de mediane waarden voor totaal-stikstof en nitraat, op basis van beschikbare meetwaarden op jaarbasis. Deze drempelwaarden geven een indicatie voor het onderscheid tussen de Zeer Goede Toestand/Potentieel (ZGET/ZGEP) en Goede Ecologische Toestand/Potentieel (GET/GEP) volgens de Kaderrichtlijn Water.

Vanwege de geringe beschikbaarheid van meetdata bezitten deze drempelwaarden een grote onzekerheidsmarge. Bovendien is er al een hoge stikstofbelasting sinds de jaren zestig van voorgaande eeuw, waardoor er maar beperkt meetdata beschikbaar zijn van

referentielocaties (met een zeer goede ecologische kwaliteit). Dit laatste geldt met name voor stromende wateren. Los hiervan zijn deze drempelwaarden afgeleid voor slechts één soortgroep, namelijk macrofauna. De uitkomsten kunnen dus nog wijzigen wanneer soortgelijke analyses voor andere soortgroepen (zoals fyto-benthos, waterplanten en vis) worden uitgevoerd.

Tabel 3. Jaargemiddelde drempelwaarden van totaal-stikstof voor ecologische effecten in verschillende KRW-watertypen, in vergelijking met de (zomerhalfjaar) gemiddelde normen volgens de KRW. De drempelwaarden voor ecologische effecten zijn gebaseerd op Verdonschot & Higler (2003) en Verdonschot (2006, 2007). De normen voor de ondergrens voor resp. ZGET en GET zijn gebaseerd op Van der Molen et al. (2018), Evers et al. (2018) en (voor M13) op Heinis & Evers (2007). Toelichting afkortingen: MEP = maximaal ecologisch potentieel; ZGET = zeer goede ecologische toestand; GEP = goed ecologisch potentieel; GET = goede ecologische toestand

KRW-code		totaal-N drempelwaarde ecol. effecten (mg/L)	totaal-N ondergrens MEP/ZGET (mg/L)	totaal-N ondergrens GEP/GET (mg/L)
Meren	Naam KRW watertype			
M1a	Gebufferde sloten	1.2	1.0	2.4
M2	Zwak gebufferde sloten (poldersloten)	0.85	2.0	2.4
M3	Gebufferde (regionale) kanalen	1	1.0	2.8
M4	Zwak gebufferde (regionale) kanalen	0.85	2.0	2.8
M6a	Grote ondiepe kanalen	1.5	1.0	2.8
M7a	Grote diepe kanalen	1	1.0	2.8
M8	Gebufferde laagveensloten	1.2	1.0	2.4
M9	Zwak gebufferde hoogveensloten	0.85	0.7	2.0
M10	Laagveen vaarten en kanalen	1.2	1.0	2.8
M12	Ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen)	0.85	0.7	2.0
M13	Ondiepe zure plassen (vennen)	0.59	0.5	0.6
M14	Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen	1.5	1.0	1.3
M20	Matig grote diepe gebufferde meren	1.2	0.8	0.9
M21	Grote diepe gebufferde meren	0.6	1.0	1.3
M27	Matig grote ondiepe laagveenplassen	0.4	1.0	1.3
Rivieren				
R4	Permanente langzaam stromende bovenloop op zand	0.8	2.0	2.3
R5	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand	1	2.0	2.3
R6	Langzaam stromend riviertje op zand/klei	1	2.0	2.3
R7	Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei	1	2.0	2.5
R12	Langzaam strom. midden-/benedenloop op veenbodem	0.8	2.0	2.3
R13	Snelstromende bovenloop op zand	0.8	2.0	2.3
R14	Snelstromende midden/benedenloop op zand	1	2.0	2.3
R15	Snelstromend riviertje op kiezelhoudende bodem	1	2.0	2.3
R16	Snelstromende rivier/nevengeul op zandbodem of grind	1	2.0	2.5

Vanwege deze onzekerheid zijn de drempelwaarden uit tabel 3 vergeleken met andere literatuurgegevens. Voor stilstaande wateren leidde Vollenweider (1968) een relatie af tussen trofiegraad en drempelwaardes voor stikstof (Tabel 4). De drempelwaarden voor stilstaande wateren uit laatstgenoemde studie komen goed overeen met de range van drempelwaarden uit tabel 3. Ditzelfde geldt voor een tweejarige mesocosm studie van laagveenwateren, waar de soortenrijkdom van waterplanten significant afnam bij concentraties hoger dan 1,5 mg totaal-N per liter (Barker et al., 2008). Hiernaast is er een groot aantal Europese studies beschikbaar met drempelwaarden die binnen dezelfde range liggen als in tabel 3 (Camargo & Alonso, 2006; James et al., 2005; Gonzalez Sagrario et al., 2007; Smith et al., 2006). De resultaten van deze studies kunnen echter niet

gegroepeerd worden naar verschillende KRW-watertypen, omdat de benodigde informatie over watertypen in deze studies ontbreekt. Los hiervan bepalen ook andere factoren de hoogte van de drempelwaarden, zoals de dichtheid van vis en klimatologische condities (Gonzalez Sagrario et al., 2007).

Tabel 4. Relatie tussen trofiegraad en grenswaarde voor totaal-stikstof in stilstaande wateren, op basis van Vollenweider (1968)

Trofieniveau	Totaal-stikstof (mg/L)
Oligotroof (voedselarm)	< 0,40
Mesotroof (matig voedselrijk)	0,40 – 0,60
Eutroof (voedselrijk)	0,61 - 1.50
Hyper-/polytroof (zeer voedselrijk)	> 1.50

Voor stromende wateren zijn recent drempelwaarden voor totaal-stikstof afgeleid voor fyto-benthos- en waterplanten, op basis van een dataset van beken en rivieren in Centraal en West-Europa (inclusief Nederland; Poikane et al., 2021). Voor zwak gebufferde laaglandbeken (met een alkaliniteit < 1 meq/L) bedroeg de drempelwaarde tussen de zeer goede en goede toestand 0,22 mg totaal-N/L, en tussen de goede en matige toestand 1,63 mg totaal-N/L (Poikane et al., 2021). Deze resultaten zijn in overeenkomsten met de hoge stikstofgevoeligheid van zwak gebufferde beken in Noord-Brabant (Lucassen et al., 2010). De drempelwaarden uit Poikane et al. (2021), die op waterplanten en fyto-benthos zijn gebaseerd, liggen hiermee iets lager dan de (op macrofauna gebaseerde) drempelwaarden uit tabel 3.

3.2.2. Drempelwaarden voor atmosferische stikstofdepositie

Voor aquatische natuurwaarden die onder de N2000-wetgeving vallen, is de gevoeligheid voor totaal-stikstof gedefinieerd als de kritische depositiewaarde van stikstof vanuit de lucht (Hettelingh & Bobbink, 2011; zie tabel 5)). Deze waarden geven aan hoeveel atmosferische depositie een ecosysteem over langere tijd kan verdragen zonder dat er significante schade optreedt aan de structuur of het functioneren van dit systeem (Bobbink et al., 2010). Deze stikstofbelasting omvat alle routes van atmosferische depositie, dus zowel de depositie direct op het wateroppervlak, als ook de indirecte route, namelijk via atmosferische depositie op nabijgelegen terrestrische delen, dat vervolgens via ondiepe uit- of afspoeling naar het betreffende oppervlaktewater wordt getransporteerd. Deze depositiewaarden zijn dus alleen geldig als andere bronnen een verwaarloosbaar aandeel hebben in de stikstofbelasting van deze wateren.

Voorale zure of zwak gebufferde habitattypen op de pleistocene zandgronden zijn gevoelig voor stikstof (Tabel 5). Zure habitattypen worden voornamelijk door regenwater gevoed en zijn (zeer) voedselarm, waardoor ze vooral gevoelig zijn voor de eutrofiërende effecten van stikstof. Zwak gebufferde habitattypen zijn niet alleen gevoelig voor eutrofiering, maar ook voor de vorming van bicarbonaat als gevolg van een hoge stikstofbelasting. Sterk gebufferde habitattypen zijn over het algemeen niet of minder gevoelig voor stikstof (Tabel 5).

Tabel 5. Kritische depositiewaarden voor stikstof voor verschillende aquatische habitattypen en leefgebieden (Lg). Gebaseerd op Van Dobben et al. (2012). Code: afkorting voor het betreffende N2000 habitatype of leefgebied

Omschrijving N2000 Habitatype of leefgebied	Code	Kritische depositiewaarde	
		kg/ha/jaar	mol/ha/jaar
Zure vennen	H3160	10	714
Zeer zwak gebufferde vennen	H3110	6	429
Zwak gebufferde vennen	H3130	8	571
Zwak gebufferde beken en rivieren	H3260A	> 34	> 2400
Kranswierwateren op hoge zandgronden	H3140	8	571
Voedselarme duinplassen	H2190A	14	1000
Vochtige duinvalleien (open water; voedselrijke variant)	H2190_A	30	2143
Laagveenwateren	H3140	30	2143
Kranswieren en grote fonteinkruiden (in afgesloten zeearmen)	H3140	> 34	> 2400
Grote fonteinkruidbegroeiingen (in afgesloten zeearmen)	H3150	> 34	> 2400
Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden (buiten afgesloten zeearmen)	H3150	30	2143
Grote fonteinkruiden in rivieren	H3260A	> 34	> 2400
Permanente bron & langzaam stromende bovenloop	Lg01	< 34	< 2400
Geïsoleerde meander en petgat	Lg02	30	2143
Zwak gebufferde sloot	Lg03	25	1786

3.2. Vergelijking van ecologische drempelwaarden met normen

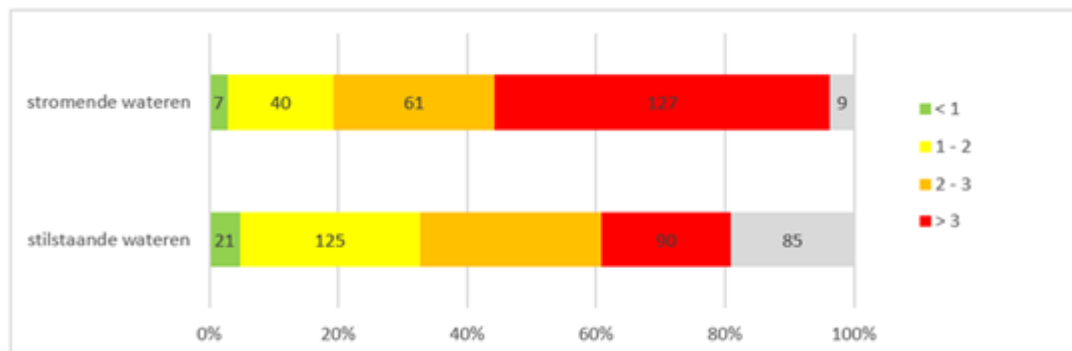
Op basis van tabel 3 kan een inschatting worden gemaakt van eventuele verschillen tussen de huidige KRW-normen en drempelwaarden voor ecologische effecten. Hieruit blijkt dat de huidige normen waarschijnlijk te ruim zijn voor matig voedselrijke wateren, zoals zwak gebufferde sloten (watertype M2) en regionale kanalen (M4). Voor de andere stilstaande watertypen komen de drempelwaarden voor ecologische effecten goed overeen met de KRW-normen (Tabel 3).

De drempelwaarden voor meso- tot eutroof (waartoe de meeste stilstaande wateren van goede kwaliteit in Nederland behoren) wijken ook niet veel af van de normen in het verleden. Zo hanteerde het Indicatief Meerjarenprogramma (IMP) 80-84 een leidraadnorm van < 2.0 mg totaal-stikstof/L, de 4^{de} Nota Waterhuishouding gaf een landelijke streefwaarde van 1 mg totaal-stikstof/L en het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) was (voordat de KRW in werking trad) 2,2 mg totaal-stikstof/L. Vaak zijn de waarden ook gebaseerd op stilstaande wateren waarin ook de primaire producenten (algen en waterplanten) in een goede ecologische toestand verkeren. Met uitzondering van bovengenoemde zwak gebufferde wateren lijken hiermee de huidige normen voor stilstaande wateren voldoende betrouwbaar.

Voor stromende wateren daarentegen lijken de huidige normen duidelijk te ruim. Dit geldt met name voor zwak gebufferde beken, en betreft zowel de KRW-normen als de kritische depositiewaarden die bij N2000 habitattypen gehanteerd worden. Uit onderzoek in Noord-Brabant is namelijk gebleken dat zwak gebufferde beken erg gevoelig zijn voor een hoge stikstofbelasting (Lucassen et al., 2010). De op basis van een deskundigenoordeel vastgestelde kritische depositiewaarde van 2143 mol/ha/jaar voor dit type beken (zie tabel 5) is te hoog en zal in de buurt liggen van de kritische depositiewaarde voor andere zwak gebufferde wateren (571 mol/ha/jaar). Voor stromende wateren is een nadere onderbouwing van de stikstofnormen gewenst.

3.3. Ruimtelijke spreiding van stikstofgevoelige watertypen

Wat betreft de beschikbaarheid van waterkwaliteitsgegevens vallen de Nederlandse wateren in twee categorieën uiteen, namelijk KRW-waterlichamen en (veelal geïsoleerde) wateren in natuurgebieden.

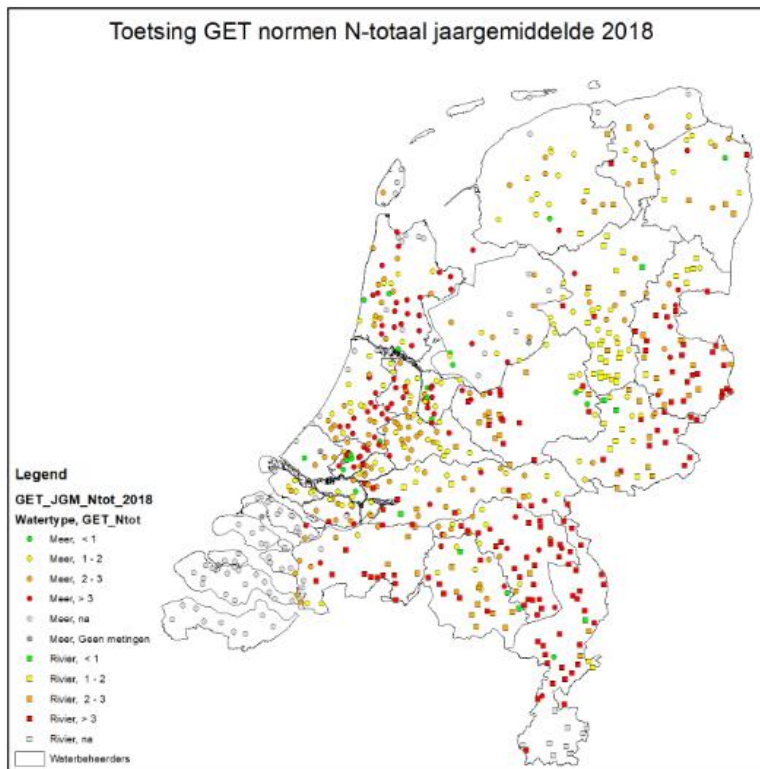


Figuur 8. Vergelijking van de jaargemiddelde concentraties van totaal-stikstof (over het jaar 2018) met de ecologische drempelwaarden voor KRW-waterlichamen van stilstaande wateren (meren, kanalen, sloten) en stromende wateren (beken, rivieren). De mate van overschrijding van deze drempelwaarden is in verschillende kleuren weergegeven; per klasse is het aantal waterlichamen weergegeven. Voor brakke wateren en duinmeren zijn geen ecologische drempelwaarden beschikbaar (grijs gearceerd). De data zijn gebaseerd op <https://www.krwnutrend.nl/>

3.3.1. KRW-waterlichamen

Voor waterlichamen in Nederland die gemonitord worden voor de KRW zijn meetreeksen beschikbaar van de totaal-stikstofconcentraties in het water. In Figuur 8 zijn de gemeten jaargemiddelde concentraties van totaal-stikstof in de KRW-waterlichamen vergeleken met de drempelwaarden voor ecologische effecten (zie tabel 3). De mate waarin deze drempelwaarden worden overschreden, is hierbij in verschillende klassen weergegeven. Figuur 9 geeft een overzicht van de ruimtelijke spreiding van deze data in Nederland, uitgesplitst over stilstaande waterlichamen (M-typen) en stromende waterlichamen (R-typen). Uit deze vergelijking blijkt dat de drempelwaarden voor totaal-stikstof in vrijwel alle KRW-waterlichamen in Nederland (sterk) worden overschreden. Dit geldt voor alle watertypen in geheel Nederland.

Deze grootschalige overschrijdingen zijn in overeenstemming met een recente analyse van Postma et al (in druk), naar de rol van ammonium (en andere toxische stoffen) in Nederlandse oppervlaktewateren. Deze auteurs geven aan dat de drempelwaarden voor ammoniumtoxiciteit in circa 25% van de Nederlandse oppervlaktewateren worden overschreden. Deze wateren liggen merendeels in laag-Nederland (Noord- en Zuid-Holland en Zeeland).



Figuur 9: Ruimtelijke weergave van de gemeten jaargemiddelde (2018) concentraties van totaalstikstof versus de drempelwaarden voor ecologische effecten voor stilstaande wateren (meren, kanalen, sloten) en stromende wateren (beken, rivieren) (zie tabel 3). Verschillende mate van overschrijdingen van deze drempelwaarden zijn met verschillende kleuren weergegeven. Voor 'grijze' waterlichamen zijn geen drempelwaarden toegepast (bv brakke wateren in Provincie Zeeland) of waren geen data voorhanden. De data zijn gebaseerd op <https://www.krw-nutrend.nl/>.

3.3.2. Geïsoleerde wateren

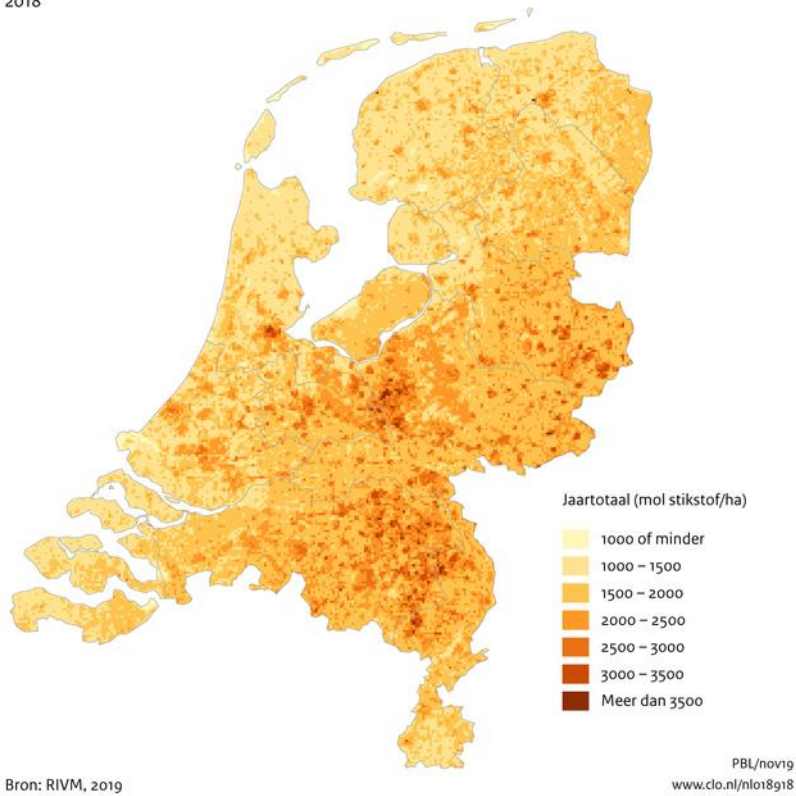
Geïsoleerde wateren in natuurgebieden worden vrijwel alleen gevoed door atmosferische depositie. Dit omvat zowel de directe stikstofbelasting vanuit de atmosfeer (direct op het wateroppervlak), als ook de atmosferische stikstofbelasting uit de nabije (terrestrische) omgeving, die indirect (via af- of uitspoeling via ondiep grondwater) het betreffende oppervlaktewater kan bereiken. De gevoeligheid voor stikstofbelasting van deze systemen kan bepaald worden aan de hand van kritische depositiewaarden van stikstof.

Uit een vergelijking van de ruimtelijke verdeling van de atmosferische depositie in Nederland met de drempelwaarden voor ecologische effecten blijkt dat de stikstofbelasting via de lucht nog duidelijk te hoog is. Op de hogere zandgronden in Nederland is de atmosferische depositie van stikstof vrijwel overal groter dan 1500 mol N/ha/jaar (overeenkomend met 21 kg N/ha/jaar), met duidelijk hogere waarden in grote delen van de Veluwe, Utrechtse heuvelrug, oostelijk Noord-Brabant en Twente (lokaal tot > 3500 mol N/ha/jaar). Deze depositiewaarden overschrijden vele malen de kritische drempelwaarde voor vennen en zwak gebufferde systemen in deze gebieden, die in de range van 429 – 714 mol N/ha/jaar ligt (zie tabel 3 en paragraaf 3.2).

In de praktijk ontvangt echter een deel van deze wateren ook stikstof via het grond- of oppervlaktewater. Laatstgenoemde belastingroute moet ook worden meegenomen bij de bepaling van de kritische stikstofbelasting vanuit de lucht.

Stikstofdepositie

2018



Figuur 10. Ruimtelijke verdeling van atmosferische depositie van stikstof in Nederland in 2018 (Bron: www.clo.nl)

4 Conclusies

- Nederlandse oppervlaktewateren worden sterk belast met stikstof. Het grootste deel van deze stikstofbelasting is afkomstig is uit landbouwkundige activiteiten. Het aandeel van de landbouw bedraagt gemiddeld 66%, maar verschilt duidelijk per regio. De huidige bemesting is verreweg de grootste post voor de huidige stikstofbelasting van Nederlandse oppervlaktewateren.
- Een overmaat aan stikstof leidt tot een cascade van effecten op het ecologisch functioneren en de soortenrijkdom van Nederlandse oppervlaktewateren. Een hogere stikstofbelasting kan resulteren in:
 - a. stimulering van de groei van algen, resulterend in eutrofiering;
 - b. disbalans tussen hoeveelheden van verschillende nutriënten en mineralen in algen en waterplanten, wat negatief kan doorwerken naar de rest van het voedselweb door bijvoorbeeld vermindering van de voedselkwaliteit en eetbaarheid;
 - c. directe vergiftiging (toxiciteit) door hoge concentraties van stikstofhoudende verbindingen (zoals NO_2^- , NH_3 , NH_4^+), met bijgevolg grootschalige sterfte van planten en dieren.
 - d. verhoogde denitrificatie, wat – als indirect effect – tot verhoogde concentraties van bicarbonaat en sulfaat kan leiden en een verlaging van de ijzerconcentraties, wat de beschikbaarheid van fosfaat vergroot. Met name in voedselarme systemen kan dit negatieve gevolgen hebben op de soortdiversiteit.
- Tussen watertypen bestaan grote verschillen in ecologische drempelwaarden. Voor de meeste stilstaande wateren voldoen de huidige KRW-normen voor stikstof; voor stromende wateren daarentegen zijn deze normen waarschijnlijk te ruim. Een nadere onderbouwing van deze normen is gewenst.
- De drempelwaarden voor ecologische effecten van stikstof worden in vrijwel alle KRW-waterlichamen in Nederland (sterk) overschreden. Dit geldt ook voor de huidige waarden voor atmosferische stikstofdepositie voor verschillende aquatische N2000 habitattypen.

5 Literatuur

- Alexander R.B., R.A. Smith & G.E. Schwarz (2000). Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, 403, 758-761.
- Barker, T., K. Hatton, L. Connor & B. Moss (2008) Effects of nitrate load on submerged plant biomass and species richness: results of a mesocosm experiment. *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie* 173/2: 89-100.
- Biasi, C., M.A.S Graça, S. Santos & V. Ferreira (2017) Nutrient enrichment in water more than in leaves affects aquatic microbial litter processing. *Oecologia* 184: 555-568.
- Bobbink, R., H. Tomassen, M. Weijters & J.P. Hettelingh (2010) Revisie en update van kritische N-depositiewaarden voor Europese natuur. *De Levende Natuur* (2010) 111: 254-258.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (eds.) (2011) Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Bilthoven: Coordination Centre for Effects of the International Cooperative Programme on Modelling and Mapping Critical Levels and Loads and Air Pollution Effects, Risks and Trends.
- Burgin, A.J. & S.K. Hamilton (2007) Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 89-96.
- Camargo, J.A. & A. Alonso (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32: 831-849.
- Camargo, J.A., A. Alonso & A. Salamanca (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58: 1255-1267.
- Chen, X., Y.H. Wang, C.Y. W. Zhou, Z.C. Cai, H. Yang & X. Han (2018). Atmospheric Nitrogen Deposition Associated with the Eutrophication of Taihu Lake. *Journal of Chemistry*, Article ID 4017107.
- De Klein, J.J.M. (2008) From Ditch to Delta, nutrient retention in running water. PhD-thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Deininger, A., C.L. Faithfull, J. Karlsson, M. Klaus, A.-K. Bergström (2017) Pelagic food web response to whole lake N fertilization. *Limnology and Oceanography* 62: 1498-1511.
- Dufour, F.C. (1998) Grondwater in Nederland, inzichtbaar water waarop wij lopen. *Geologie van Nederland, deel 3. Rapport Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO – Delft.*
- Dülger, E., P. Heidbüchel, T. Schumann, T. Mettler-Altmann (2017) Interactive effects of nitrate concentrations and carbon dioxide on the stoichiometry, biomass allocation and growth rate of submerged aquatic plants. *Freshwater Biology* 62: 1094-1104.
- Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergstrom, A.-K., Jansson, M., Kyle, M. et al. (2009a). Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science* 326: 835-837.
- Elser, J.J., Kyle, M., Steger, L., Nydick, K.R., Baron, J.S. (2009b). Nutrient availability and phytoplankton nutrient limitation across a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Ecology* 90: 3062-
- Elser, J.J., A.L. Peace, M. Kyle, M. Wojewodzic, M.L. McCrackin, T. Andersen, D.O. Hessen (2010) Atmospheric nitrogen deposition is associated with elevated phosphorus limitation of lake zooplankton. *Ecology Letters* 13: 1256-1261.
- Evers, C.H.M., R.A.E. Knoben & F.C.J. van Herpen (2018) Omschrijving MEP en maatlaten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027. STOWA-rapportnummer 2018-50.

- Groenendijk, P., E. van Boekel, L. Renaud, A. Greijdanus, R. Michels & T. de Koeijer (2016) Landbouw en de KRW-opgave voor nutriënten in regionale wateren; Het aandeel van landbouw in de KRW-opgave, de kosten van enkele maatregelen en de effecten ervan op de uit- en afspoeling uit landbouwgronden. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2749.
- Heinis, F. & Evers, C.H.M. (2007) (red.) Toelichting op ecologische doelen voor nutriënten in oppervlaktewateren. Eindrapport RIZA.
- Hessen, D.O. (2013) Inorganic nitrogen deposition and its impact on N:P-ratios and lake productivity. *Water* 5: 327-341.
- Hilton, J., M. O'Hare, M.J. Bowes & I. Jones (2006) How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment* 365: 66-83.
- Howarth, R.W., R. Marino, J. Lane & J.J. Cole (1988) Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance *Limnology and Oceanography* 33: 669-687.
- IPCC (2014) *Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, 2014.
- James, C., Fisher, J., Russell, V., Collings, S. & Moss, B. (2005). Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology* 50: 1049-1063.
- Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs (1998) Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science and Technology* 32: 199-205.
- Lucassen, E., P. van den Munckhof, A. Smolders & J.G.M. Roelofs (2010) Mogelijkheden tot herstel drijvende waterweegbree. *H₂O* 6: 44-46.
- Moss, B., E. Jeppesen, M. Søndergaard, T.L. Lauridsen & Z. Liu (2013) Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia* 710: 3-21.
- Natuur en Milieu (2019) *Onderzoek waterkwaliteit & biodiversiteit*, Utrecht.
- Paerl, H.W., H. Xu, N.S. Hall, K.L. Rossignol, A.R. Joyner, G. Zhu & B. Qin. (2015). Nutrient limitation dynamics examined on a multi-annual scale in Lake Taihu, China: implications for controlling eutrophication and harmful algal blooms. *Journal of Freshwater Ecology* 30: 5-24.
- Peeters, E.T.H.M., A.J. Veraart, J. P. van Zuidam, R.C.M. Verdonschot & J.J.M. de Klein (2014) Sloten, ecologisch functioneren en beheer. KNNV Uitgeverij.
- Postma, J., R. Keijzers, J. Slootweg, L. Posthuma (in voorbereiding). Toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater in de jaren 2013-2018. Rapport Ecofide & RIVM.
- Rozemeijer, J.C., H.P. Broers (2007) The groundwater distribution to surface water contamination in a region with intensive agricultural land use (Noord-Brabant, The Netherlands). *Environmental Pollution* 148: 695-706.
- Russo RC. (1985) Ammonia, nitrite and nitrate. In: Rand GM, Petrocelli SR, editors. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Washington DC: Hemisphere. p 455-471.
- Scott, J.T., M.J. McCarthy & H.W. Paerl (2019). Nitrogen transformations differentially affect nutrient-limited primary production in lakes of varying trophic state. *Limnology and Oceanography Letters* 4: 96-104.
- Schipper, P., R. Hendriks, H. Massop & E. van Boekel (2016) Belasting van waterlichamen in de Krimpenerwaard met stikstof en fosfor. Wageningen Environmental Research rapport 2738.
- Schipper, P. & J. Rozemeijer (2018) Toedelen KRW-opgave nutriënten stroomgebied Maas aan broneigenaren. Notitie RBOM-DHZ versie 7 december 2018.
- Schipper, P. L. Renaud & E. van Boekel (2019a) Bronnenanalyse nutriënten stroomgebied Maas. Wageningen Environmental Research, Rapport 2931.

- Schipper, P.; L. van Gerven, E. van Boekel, L. Renaud & G. Ros (2019b) Herkomst nutriënten in het landelijk gebied van Schieland. Wageningen Environmental Research rapport 2969.
- Schipper, P., L. Jeurissen, R. Hendriks, L. Renaud & E. van Boekel (2020a) Water- en nutriëntenbalansen oppervlaktewater Waterschap Zuiderzeeland. Wageningen Environmental Research rapport (in prep.)
- Schipper, P., L. Renaud, L. van Gerven & E. van Boekel (2020b) Analyse herkomst en KRW-opgave nutriënten oppervlaktewater Gelderse Vallei. Wageningen Environmental Research, rapport (in prep.).
- Smith, G. R., Temple, K. G., Dingfelder, H. A. & Vaala, D. A. (2006) Effects of nitrate on the interaction of the tadpoles of two ranids (*Rana clamitans* and *Rana catesbeiana*). *Aquatic Ecology* 40: 125–130.
- Smolders, A.J.P. & J.G.M. Roelofs (1993) Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany* 46: 247-253.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen & J.G.M. Roelofs (2006) Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. *Chemistry & Ecology* 22: 93-111.
- Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers (2010) How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry* 98: 1-7.
- Sterner, R.W. & J.J. Elser (2002) *Ecological stoichiometry, the biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press.
- Tant, C.J., A.D. Rosemond & M.R. First (2013) Stream nutrient enrichment has a greater effect on coarse than on fine benthic organic matter. *Freshwater Science* 32: 1111–1121.
- Tian, H., Xu, R., Canadell, J.G. (2020) A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. *Nature* **586**, 248–256.
- Trommer, G., M. Poxleitner, P. Lorenz, E. Bitzilekis, A. Gogaladze, S. Schultes, H. Stibor (2017) Altered food-web dynamics under increased nitrogen load in phosphorus deficient lakes. *Aquatic Sciences* 79: 1009-1021.
- Van Boekel, E., J. Roelsma, J.H. Massop, M. Mulder, P. Jansen, L. Renaud, R. Hendriks & P. Schipper (2015) Achtergrondconcentraties in het oppervlaktewater van HHNK. Wageningen : Alterra-rapport 2475.
- Van Boekel, E., R. Hendriks & P. Schipper (2018) Herkomst nutriënten Alblasserwaard en Vijfheerenlanden. Wageningen Environmental Research rapport 2891.
- Van Boekel, E., L. Renaud & P. Schipper (2020a) Analyse herkomst en achtergrondbelasting nutriënten oppervlaktewateren Hollandse Delta. Wageningen Environmental Research rapport 2995.
- Van Boekel, E., L. Renaud & P. Schipper (2020b) Herkomst nutriënten waterschap Drents Overijsselse Delta. Wageningen Environmental Research, rapport 2096.
- Van de Leemput, I.A, A.J. Veraart, V. Dakos, J.J.M. Klein, M. Strous & M. Scheffer (2011) Predicting microbial nitrogen pathways from basic principles. *Environmental Microbiology* 13, 1477-1487.
- Van der Lee G.E.M., H.O. Venterink & N.E.M. Asselman (2004). Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in The Netherlands. *River Research and Applications*, vol. 20, pp. 315-325.
- Van der Molen, D.T, R. Pot, C.H.M. Evers, F.C.J. van Herpen & L.L.J. van Nieuwerburgh (2018) Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2017. STOWA rapport 2018-49.

- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg (2012) Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2397.
- Van Gaalen, F. & H. van Grinsven (2017) Vijf vragen en antwoorden over nutriënten en waterkwaliteit. PBL-publicatienummer 2916.
- Van Gaalen, F., L. Osté & E. van Boekel (2020) Nationale analyse waterkwaliteit; onderdeel van de Delta-aanpak waterkwaliteit. Eindrapport Planbureau voor de Leefomgeving, PBL-publicatienummer 4002.
- Van Gerven, L.P.A., A.A.M.F.R. Smit, P. Groenendijk, F.J.E. van der Bolt, J.J.M. de Klein, (2009). Retentieschatting van N en P in het oppervlaktewater op verschillende schaalniveaus. Wageningen, Alterra-rapport 1848.
- Verdonschot, P. & B. Higler (2003). Indicatieve waarden voor GET's en GEP's van Nederlandse KRW watertypen. Onderdeel van: Scenariostudie KRW en landbouw, natuur, visserij en recreatie. Alterra, team Zoetwaterecosystemen, Wageningen UR. (niet gepubliceerd)
- Verdonschot, P.F.M. (2007). Normen voor P en N in stromende wateren. Alterra, team Zoetwaterecosystemen, Wageningen UR. (niet gepubliceerd)
- Verdonschot, P.F.M. (2006). Gehalten van fosfor- en stikstofverbindingen onder de goede ecologische toestand (GET) in stromende wateren. Alterra, team Zoetwaterecosystemen, Wageningen UR. (niet gepubliceerd)
- Velthof, G.L, T. Koeijer, J. Schröder, M. Timmerman, A. Hooijboer, J. Rozemeijer, C. van Bruggen & P. Groenendijk (2017) Effecten van het mestbeleid op landbouw en milieu. Wageningen Environmental Research rapport 2782.
- Vermaat, J., J. Harmsen, F. Hellmann, H. van der Geest, J. de Klein, S. Kosten, F. Smolders & J. Verhoeven (2012) Zwaveldynamiek in het West-Nederlandse laagveengebied, met het oog op klimaatverandering. Rapport Vrije Universiteit Amsterdam. Rapport AE-12/01.

6 Colofon

Utrecht, februari 2021

Auteurs: .Gerben van Geest^{1,2}, Piet Verdonschot^{3,4}, Peter Schipper³, Annelies Veraart², Jan Roelofs⁵, Hilde Tomassen⁵

- 1) Deltares, Afdeling Waterkwaliteit en Ecosystemen, Daltonlaan 600, 3584 BK Utrecht
- 2) Radboud Universiteit Nijmegen, Afdeling Aquatische ecologie en Milieubiologie, Heyendaalseweg 135, 6525 AJ Nijmegen.
- 3) WEnR, Kennisgroep Zoetwatersystemen, Droevendaalsesteeg 3, 6708 PB Wageningen
- 4) Universiteit van Amsterdam, Faculteit der Natuurwetenschappen, Wiskunde en Informatica, Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, Science Park 904, 1098 XH Amsterdam
- 5) Onderzoekscentrum B-Ware B.V., Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen

Leesgroep: Gerard ter Heerdt (Waternet), Joachim Rozemeijer (Deltares), Bas van der Wal (STOWA), Tom Buijse (Deltares)

Te citeren als: van Geest, G.J., P.F.M. Verdonschot, P.N.M. Schipper, A.J. Veraart, J.G.M. Roelofs, H.B.M. Tomassen (2021) Factsheet: Ecologische effecten van stikstof op Nederlandse oppervlaktewateren. Notitie Kennsimpuls Waterkwaliteit.

BIJLAGE 1. Definities van stikstofbronnen

De *toestroom vanuit het buitenland* omvat het aandeel van stikstof dat via direct grensoverschrijdende wateren vanuit Vlaanderen, Wallonië en Duitsland binnenkomt in Nederland.

De *inlaat van Rijkswateren* omvat de toevoer van stikstof via kanalen en/of rechtstreekse aanvoer vanuit de Maas en Rijn. Deze post bevat geen dubbelingen met 'toestroom vanuit het buitenland'.

De bijdrage RWZI's omvat het aandeel van stikstof dat via het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI) in het oppervlaktewater terecht komt.

De *atmosferische depositie* omvat alleen het aandeel van stikstof dat direct vanuit de atmosfeer op het oppervlaktewater neerkomt. De indirecte aanvoer, dat wil zeggen via stikstofdepositie op aangrenzend land dat vervolgens via uit- en afspoeling het oppervlaktewater bereikt, valt hier niet onder (zie hieronder).

De post "*uit- en afspoeling natuur*" betreft alle uit- en afspoeling vanuit natuurbodems, veroorzaakt door atmosferische depositie, uitloging, mineralisatie en kwel.

De post "*uit- en afspoeling vanuit landbouw*" betreft de totale uit- en afspoeling vanuit landbouwgronden. Het is dus de optelsom van de volgende bronnen:

- actuele bemesting;
- historische bemesting (tot circa 7 jaar terug);
- nalevering vanuit bodem;
- atmosferische depositie op landbouwgrond, dat via uit- en afspoeling het oppervlaktewater bereikt;
- aanvoer via kwelwater;
- eerder in de zomer geïnfiltreerd oppervlaktewater.

Aanvullend hierop worden de "*overige landbouwbronnen*" onderscheiden, bestaande uit erfafspoeling, het meemesten van sloten en de glastuinbouw.

De *overige punt- en diffuse bronnen* geven het aandeel weer van de belasting door een optelsom van lozingen door de industrie, regenwaterriolen, directe lozingen huishoudelijk afvalwater, enz.

BIJLAGE 2. Resultaten van de landelijke analyse van herkomst van stikstof.

Stikstofbelasting (in 10^6 kg.jr^{-1} en %) van het regionaal oppervlaktewater in de periode 2010-2013 (Groenendijk et al. 2016). *Voor definities van de bronnen zie bijlage 1.

Stikstofbronnen*		Nederland		Maas*		Schelde		Rijn-Noord		Rijn-Oost		Rijn-West		Eems	
Actuele bemesting	Af- en uitspoeling landbouwgronden	28.9	35%	5.9	28%	2.6	55%	3.1	39%	7.8	32%	7.5	36%	2.0	47%
Historische mestgift		2.1	3%	0.4	2%	0.3	6%	0.2	3%	0.5	2%	0.5	2%	0.1	2%
Nalevering bodem		8.2	10%	0.9	4%	0.8	16%	1.1	13%	1.8	7%	3.0	15%	0.7	16%
Atm. Depositie		2.7	3%	0.7	3%	0.3	6%	0.2	3%	0.7	3%	0.6	3%	0.2	5%
Kwel en infiltratie		2.9	4%	0.3	1%	0.1	2%	0.3	3%	0.8	3%	1.1	5%	0.4	9%
Overige landbouwemissies		2.5	3%	0.5	2%	0.1	2%	0.3	4%	0.7	3%	0.9	5%	0.1	2%
Uitspoeling natuurgronden		6.0	7%	1.0	5%	0.2	4%	0.8	10%	2.1	9%	1.5	7%	0.4	9%
Rwzi's		7.4	9%	2.4	11%	0.1	3%	0.6	8%	1.9	8%	2.1	10%	0.2	5%
Atm. depositie open water		3.5	4%	0.5	2%	0.2	5%	0.6	7%	0.7	3%	1.4	7%	0.2	4%
Overige bronnen		2.0	2%	0.2	1%	0.1	2%	0.1	2%	0.3	1%	1.1	5%	0.1	2%
Inlaat rijkswateren		2.5	3%	0.3	1%	0.0	0%	0.7	9%	0.6	3%	0.9	4%	0.0	0%
Toestroom buitenland		14.5	17%	7.8	37%	0.0	0%	0.0	0%	6.7	27%	0.0	0%	0.0	0%
Totaal IN		83.3		20.9		4.8		8.0		24.6		20.6		4.3	