
WATERSYSTEEMRAPPORTAGE

RIJNTAKKEN 1990-2015

ONTWIKKELINGEN WATERKWALITEIT EN ECOLOGIE



Bovenrijn bij Lobith (foto: Bureau Waardenburg).



WATERSYSTEEMRAPPORTAGE

RIJNTAKKEN 1990-2015

ONTWIKKELINGEN WATERKWALITEIT EN ECOLOGIE

Opdrachtgever:	Rijkswaterstaat Oost-Nederland
Auteurs:	Bart Reeze (Bart Reeze Water & Ecologie) Alphons van Winden (Bureau Stroming) Jaap Postma (Ecofide) Roelf Pot (Roelf Pot onderzoek- en adviesbureau) Jochem Hop (AT-KB) Wendy Liefveld (Bureau Waardenburg)
Datum:	5 april 2017
Status:	Definitief
Citeren als:	Reeze, B., A. van Winden, J. Postma, R. Pot, J. Hop en W. Liefveld, 2017. Watersysteemrapportage Rijntakken 1990-2015. Ontwikkelingen waterkwaliteit en ecologie. Bart Reeze Water & Ecologie, Harderwijk.



INHOUD

	Samenvatting	6
1.	Inleiding	8
1.1	Aanleiding	8
1.2	Watersysteemrapportage	8
1.3	Leeswijzer	8
2.	Hydrologie en morfologie	10
2.1	Kenschets per riviertak	10
2.1.1	Rijntakken algemeen	10
2.1.2	Waal	12
2.1.3	IJssel	14
2.1.4	Nederrijn-Lek	16
2.2	Hydrologie	21
2.2.1	Afvoeren	21
2.2.2	Waterstanden	25
2.2.3	Events	31
2.3	Morfologie	32
2.3.1	Transport van slib, zand en grind	32
2.3.2	Sedimenthoeveelheden	32
2.3.3	Bodemerosie	34
2.3.4	Morfodynamiek	36
2.3.5	Korrelgrootteverdeling	37
3.	Fysisch Chemische waterkwaliteit	40
3.1	Algemene waterkwaliteit	40
3.2	Voedingsstoffen (stikstof en fosfor)	42
3.3	Milieuverontreinigingen	43
3.4	Toxiciteit voor waterorganismen	46
4.	Biologie	48
4.1	Macrofyten en fytobenthos	48
4.1.1	Waterplanten	48
4.1.2	Oeverplanten	51
4.1.3	Ecologische toestand	53
4.1.4	Fytobenthos	56
4.1.5	Mossen	56
4.1.6	Nevengeulen en strangen	57
4.2	Macrofauna	59
4.2.1	Ondiepe oever	59
4.2.2	Ecologische toestand	62
4.2.3	Stenen IJssel	64

4.2.4	Diepe bodem	65
4.2.5	Exoten	67
4.2.6	Kenmerkende riviersoorten	69
4.3	Vissen	72
4.3.1	Omvang en samenstelling Visstand	72
4.3.2	Ecologische toestand	77
4.3.3	Natura2000: trekvissen en rivierdonderpad	82
5.	Habitatherstel en natuurontwikkeling	87
5.1	Inrichtingsmaatregelen	87
5.2	Ecotopen	92
6.	Gebruik en beheer	96
6.1	Landbouw	96
6.2	Visserij	97
6.3	Scheepvaart	99
6.4	Vaarwegonderhoud	101
6.5	Oeveronderhoud	103
7.	Synthese	105
7.1	Bespreking van de resultaten	105
7.1.1	Hydrologie en morfologie	105
7.1.2	Fysisch-chemische waterkwaliteit	106
7.1.3	Inrichting en gebruik	108
7.1.4	Biologie	109
7.2	Thema's	114
7.2.1	Klimaatverandering	114
7.2.2	Voedselweb	114
7.2.3	Exoten	115
7.2.4	Effectiviteit van maatregelen	115
7.2.5	Beheer	116
8.	Conclusies en aanbevelingen	117
8.1	Conclusies	117
8.2	Aanbevelingen	117
8.2.1	Inrichting	117
8.2.2	Beheer	118
8.2.3	Monitoring	119
8.2.4	Ecologische beoordeling	119
8.2.5	Onderzoek	120
9.	Literatuur	121
	Bijlage: Meetpunten MWTL-meetnet	128

Vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) is er de opgave tot het verbeteren van de chemische en ecologische kwaliteit van grond- en oppervlaktewater. De eerste planperiode voor de KRW (2010-2015) is in 2015 afgerond. Ten behoeve van de planuitwerking voor de komende planperiode is in deze rapportage de ecologische toestand van de Rijntakken (Nederrijn-Lek, IJssel en Bovenrijn-Waal) in beeld gebracht. Daarnaast wordt inzicht gegeven in de trends van de fysische, chemische en ecologische waterkwaliteit(parameters) en de belangrijkste sturende en verklarende factoren. Daarbij wordt over het algemeen de periode 1990 tot nu beschouwd, omdat rond 1990 de systematische biologische monitoring in de Rijntakken is gestart.

De Rijn onderscheidt zich van andere grote Europese rivieren door een vrij stabiel afvoerverloop door het jaar heen en met name door een relatief hoge gemiddelde zomerafvoer. In de afvoerstatistieken zijn geen significante veranderingen zichtbaar. De gemiddelde zomer- en winterafvoeren zijn vrij stabiel. Ook hoog- en laagwatersituaties komen de laatste decennia niet vaker voor dan vroeger. Wel zijn er sinds 2003 nauwelijks nog 'echte' hoogwaters (>7.000 m³/s) geweest (alleen in 2011). Dergelijke hoogwatersituaties zijn van belang voor de aanvoer van zand naar de oeverzones (kribvakken en oeverwallen) en het 'opruimen' van bezonken slib in nevengeulen en minder dynamische delen van het zomerbed.

Door de bodemerosie zijn vooral de gemiddelde en laagste waterstanden in de bovenstroomse delen van de Rijntakken lager geworden. Dit leidt tot verdroging van de uiterwaarden in de zomerperiode en tot minder meestromen van nevengeulen. Bovendien is hierdoor in de Nederrijn-Lek het aantal dagen waarop de rivier volledig is gestuwd sterk toegenomen.

De waterkwaliteit van de Rijntakken is de afgelopen decennia aanzienlijk verbeterd. De belangrijkste ontwikkelingen zijn de afname van het gemiddeld zwevend stofgehalte en het chlorofyl-gehalte en de toename van het doorzicht: in de Nederrijn-Lek steeg het doorzicht van 1 naar 2 meter, in de IJssel van 0,5 naar 1,5 meter en in de Bovenrijn bij Lobith van 0,5 naar 0,7 meter. Daarnaast zien we een verdere afname van de voedselrijkdom van het rivierwater.

De gemiddelde watertemperatuur is in honderd jaar tijd met ca. 3 °C gestegen door een combinatie van klimaatverandering en warmtelozingen. Het is nog niet duidelijk of het recente terugdringen van koelwaterlozingen al tot een trendbreuk leidt. Verder zijn er nog steeds meerdere milieuverontreinigende stoffen die de Europese normen overschrijden, hoewel de concentraties van veel stoffen afnemen. Deze milieuverontreinigingen hebben echter geen dominant effect meer op de aquatische levensgemeenschap, hoewel een beperkt effect niet uit te sluiten is.

Over het geheel genomen geven de monitoringsresultaten geen rooskleurig beeld van de biologische toestand onder water: de biologische kwaliteit is niet goed. Er lijkt weinig geschikt leefgebied voor kenmerkende riviersoorten (waterplanten, macrofauna en vis) en exoten domineren (macrofauna) en verdringen de inheemse fauna (macrofauna en vis).

In navolging van de verbetering van het doorzicht is er een lichte toename in de hoeveelheid waterplanten in de rivier en de ecologische kwaliteit ervan. Deze toename is beperkt omdat de waterplanten niet alleen op het doorzicht reageren, maar ook op de hydrologische toestand van de rivier, met name fluctuaties in het waterpeil. Deze zijn in de boven- en middenstroomse delen vaak te groot voor een goede ontwikkeling van waterplanten in de hoofdgeul en aangetakte nevenwateren. Fytobenthos reageert wel heel direct op de verbetering; dat is te zien in de beoordeling die vanaf 2003 in alle Rijntakken goed scoort.

De macrofaunalevensgemeenschap wordt gedomineerd door exoten en wordt gekenmerkt door de afwezigheid (of erg lage dichtheden) van kenmerkende soortgroepen zoals eendagsvliegen (haften), steenvliegen en kokerjuffers. Ook libellen worden bijvoorbeeld zelden aangetroffen. Er zijn erg weinig veranderingen in de ecologische kwaliteit van de macrofauna. Een opvallende ontwikkeling is wel de afname van het aandeel exoten in de kribvakken; dit moet nader worden uitgezocht.

De visstand in de Rijntakken verandert. De geschatte omvang van het visbestand neemt af, zowel in biomassa als in aantallen. De afname van het visbestand lijkt samen te hangen met een afnemende voedselrijkdom, hoewel ook andere factoren een rol kunnen spelen. De laatste jaren hebben uitheemse Ponto-Kaspische grondels hun plaats in de Rijntakken opgeëist. De komst van deze soorten gaat gepaard met een afname en zelfs bijna verdwijnen van een aantal inheemse reofiele soorten. Als

gevolg van de afname van het visbestand is de variabiliteit van de ecologische toestand toegenomen. Duidelijke trends zijn echter niet waarneembaar.

Er is op dit moment nog weinig effect waarneembaar van de reeds getroffen KRW-maatregelen. Dit komt onder andere doordat we (nog) niet alle ontwikkelingen goed waarnemen door de gehanteerde monitoringsmethodiek, maar ook de ontwikkeling in de tijd speelt hierbij een rol. Tevens moeten sommige maatregelen nog een 'kritische massa' bereiken, zoals het aanbrengen van rivierhout. Helaas worden maatregelen soms ook suboptimaal aangelegd of uitgevoerd vanwege beperkingen vanuit de andere functies. Hierdoor kunnen bijvoorbeeld nevengeulen niet altijd zo veel en zo vaak meestromen als eigenlijk gewenst is vanuit de ecologie. Toch zijn de resultaten van uitgevoerde evaluatiestudies hoopgevend.

Er zijn al vele werken verschenen waarin goed wordt beschreven welke maatregelen waar uitgevoerd kunnen worden om de ecologische kwaliteit te verbeteren. Voor de onderwaternatuur zijn dit vooral de aanleg van permanent meestromende nevengeulen (met voldoende stroming om verslibbing te voorkomen), het creëren van voldoende plekken met een beperkte peildynamiek ten behoeve van waterplanten en de introductie van voldoende variatie en dekking in en boven het water (rivierhout, houtige begroeiing direct in de oeverzone). Hierbij moet goed worden aangesloten bij de karakteristieken van de betreffende riviertak. Het in beeld brengen (en zo nodig verminderen) van de visserijdruk is een andere maatregel die mogelijk veel effect kan sorteren. Ook dient bekeken te worden welke aanpassingen met betrekking tot het vaarweg-, oever- en stuwbeheer nodig zijn om ongewenste ecologische effecten van de bodemerosie te compenseren.

Met betrekking tot de monitoring is het van groot belang om meer meetlocaties in de uiterwaardwateren te leggen. De enorme toename van het aantal kilometers tweezijdig aangetakte nevengeulen en eenzijdig aangetakte strangen geeft hier alle aanleiding toe. Ook de ecologische beoordeling (KRW-maatlatten) moet nog eens goed tegen het licht worden gehouden, onder andere met betrekking tot de rol van de exoten.

1. INLEIDING

1.1 AANLEIDING

Vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) is er de opgave tot het verbeteren van de chemische en ecologische kwaliteit van grond- en oppervlaktewater. Voor de Rijkswateren zijn de maatregelen voor de KRW, samen met reeds lopende programma's, samengevoegd in het Verbeterprogramma Waterkwaliteit Rijkswateren. Een overzicht en onderbouwing van deze maatregelen is opgenomen in het Beheerplan Rijkswateren (BPRW). Er is hierbij onderscheid gemaakt in vier deelstroomgebieden: (Delta)Rijn, Maas, Schelde en (Neder)Eems.

De eerste planperiode voor de KRW (2010-2015) is in 2015 afgerond. Uit een actueel overzicht blijkt dat de toestand van de Rijntakken nog niet in orde is, zie tabel 1.1. In 2016 is de planuitwerking en realisatie van de tweede planperiode (2016-2021) gestart. In 2027 dienen alle geplande maatregelen te zijn uitgevoerd en moeten de doelen zijn gerealiseerd.

Ten behoeve van de planuitwerking voor de komende planperiode is het noodzakelijk om inzicht te hebben in de achtergronden achter de actuele toestand. Daarnaast is inzicht gewenst in de trends van de fysische, chemische en ecologische waterkwaliteit(parameters) en de belangrijkste sturende en verklarende factoren.

Het biologisch monitoringsprogramma zoete Rijkswateren (MWTL) is een belangrijke bron voor het weergeven van de actuele toestand en de eventueel aanwezige trends. Op basis van deze informatie kan Rijkswaterstaat gefundeerde afwegingen en keuzes maken met betrekking tot de planuitwerking voor de KRW, maar ook ten behoeve van vergunningverlening en het beheer van het Hoofd Vaarwegennet (HVWN) en het Hoofdwatersysteem (HWS).

Tabel 1.1: Ecologische en chemische kwaliteit Rijntakken 2015 (Bron: Rijkswaterstaat, 2015).

	Nederrijn-Lek	IJssel	Bovenrijn-Waal
Chemie	Voldoet niet	Voldoet niet	Voldoet niet
Ecologie	Ontoereikend	Ontoereikend	Ontoereikend
- Biologie	Ontoereikend	Ontoereikend	Ontoereikend
- Fysische chemie	Goed	Goed	Goed
- Specifieke verontreinigende stoffen	Voldoet niet	Voldoet niet	Voldoet niet

1.2 WATERSYSTEEMRAPPORTAGE

Het primaire doel van de watersysteemrapportage is het verkrijgen van inzicht in de actuele toestand en de eventueel aanwezige trends van de fysische, chemische en ecologische waterkwaliteit(parameters) van de Rijntakken. De meest recente watersysteemrapportage dateert van 2005 (Reeze et al., 2005); de eerste rapportage verscheen in 1998 (Bakker et al., 1998).

De Rijntakken bestaan uit de waterlichamen Nederrijn-Lek, IJssel en Bovenrijn-Waal, zie figuur 1.1. Hierbij worden ook de belangrijkste sturende en verklarende factoren achter eventuele trends in beeld gebracht.

De rapportage is primair gebaseerd op de beschikbare MWTL-data: dit zijn de basisgegevens. Naast de MWTL-basisgegevens zijn er voor de verschillende parameters diverse andere bronnen beschikbaar, zoals de MWTL-basisrapportage en gegevens en rapportages van projectmonitoring. De basisrapportage is primair gebruikt als achtergrondinformatie bij de basisgegevens. Gegevens van projectmonitoring zijn niet betrokken bij de gegevensanalyse; relevante rapporten van projectmonitoring zijn wel gebruikt bij de discussie van de resultaten van de MWTL-basisgegevens.

1.3 LEESWIJZER

De watersysteemrapportage Rijntakken bestaat uit vijf inhoudelijke hoofdstukken en een synthese. Elk hoofdstuk begint met een weergave van de belangrijkste bevindingen.



Figuur 1.1: Basiskaart Rijntakken.

In het hoofdstuk **hydrologie en morfologie (hoofdstuk 2)** worden de belangrijkste hydrologische en morfologische kenmerken van de drie Rijntakken weergegeven. Naast een algemene kenschets worden ook de dynamische aspecten die van belang zijn voor het ecologisch functioneren beschreven, zoals bijvoorbeeld de waterstandfluctuaties. **Hoofdstuk 3 (fysisch chemische waterkwaliteit)** gaat in op de waterkwaliteit en de veranderingen die in de afgelopen 20-30 jaar zijn opgetreden. Deze tijdsperiode is gekoppeld aan de start van de biologische monitoring begin jaren '90. In **hoofdstuk 4 (biologie)** worden de toestand en trends van de belangrijkste biologische kwaliteitselementen van het water en de oever besproken: water- en oeverplanten, macrofauna en vissen. De rapportage gaat niet in op de vegetatie in de uiterwaarden, vogels, etc. Wel wordt aandacht besteed aan de maatregelen voor **habitattherstel en natuurontwikkeling (hoofdstuk 5)** en het **gebruik van het hoofdwatersysteem (hoofdstuk 6)**. Deze hoofdstukken dienen als achtergrond en het aanwijzen van mogelijke verklaringen voor de gesignaleerde trends in waterkwaliteit en ecologie. In **hoofdstuk 7 (synthese)** worden de belangrijkste resultaten uit de inhoudelijke hoofdstukken samengevat en met elkaar in verband gebracht. Dit leidt tot **conclusies en aanbevelingen** met betrekking tot beleid, beheer en monitoring van de waterkwaliteit en ecologie van de Rijntakken (**hoofdstuk 8**).

2. HYDROLOGIE EN MORFOLOGIE

De Rijn kent door het jaar heen een vrij stabiel afvoerverloop. De Rijn onderscheidt zich van andere grote Europese rivieren door een relatief hoge gemiddelde zomerafvoer.

De gemiddelde afvoer van de rivier kan van jaar tot jaar wel sterk fluctueren. Er zijn over de meereeks vanaf 1900 geen trends in de afvoer zichtbaar.

Door de bodemerosie zijn vooral de gemiddelde en laagste waterstanden in de bovenstroomse delen van de Rijntakken lager geworden. Dit leidt tot verdroging van de uiterwaarden in de zomerperiode en tot het minder vaak meestromen van nevengeulen. Ook inunderen de uiterwaarden minder vaak en minder lang.

In de Nederrijn-Lek is het aantal dagen waarop de rivier geheel of gedeeltelijk is gestuwd sterk toegenomen (nu gemiddeld 9 maanden per jaar).

In de studieperiode van deze watersysteemrapportage (1990-2015) hebben zich sinds 2002 weinig hoogwaters voorgedaan, waardoor er weinig inundatie van uiterwaarden heeft plaats gevonden en er weinig uitwisseling is geweest tussen geïsoleerde uiterwaardplassen en het zomerbed. In het voorjaar was er wel regelmatig sprake van verhoogde waterstanden.

Iedere riviertak heeft een eigen karakteristiek, gebaseerd op het hydrologisch en morfologisch functioneren. Deze karakteristiek is bepalend voor de ecotopen die zich in het waterlichaam kunnen ontwikkelen (zie ook paragraaf 5.2). Van iedere riviertak is de karakteristiek beschreven aan de hand van het hydrologisch regime en de morfologische kwaliteiten. De hydrologische en morfologische data in dit hoofdstuk zijn er vooral op gericht om de ecologische ontwikkelingen in het water te kunnen verklaren. Daarbij zijn voor de ecologie vooral trends over de laatste decennia interessant, bijvoorbeeld de periode sinds 1980, het jaartal dat wordt gezien als het moment dat de gevolgen van de recente klimaatverandering zichtbaar werden. Voor het goed beschrijven van de algemene karakteristiek van de rivier zijn dergelijke kortere perioden echter vaak te kort; daarom is er voor gekozen om bij een aantal de karakteristieken een langere periode in beeld te brengen.

2.1 KENSCHETS PER RIVIERTAK

2.1.1 RIJNTAKKEN ALGEMEEN

Vrijwel direct na binnenkomst in Nederland splitst de Rijn zich op in 3 takken, met ieder een geheel eigen karakteristiek. In het allereerste gedeelte (Bovenrijn en Bijlands Kanaal) is de Rijn nog ongedeeld. Dit traject wordt besproken in het hoofdstuk over de Waal. Na ca. 11 km splitst de Rijn in de Waal en het Pannerdensch Kanaal, welke na ca. 6 km overgaat in de Nederrijn-Lek. De IJssel splitst zich ca. 5 km verder af van de Nederrijn.

De IJssel is van de Rijntakken de langste, gevolgd door de Nederrijn-Lek en de Waal. De IJssel is mede de langste omdat zij tot aan de monding in het IJsselmeer dezelfde naam heeft, terwijl de Waal vanaf Gorinchem overgaat in de Merwede en de Nederrijn-Lek vanaf Ridderkerk in de Nieuwe Maas. Het meest benedenstroomse deel van de Waal en Nederrijn-Lek, waar de invloed van getij duidelijk merkbaar wordt, valt buiten de scope van dit rapport.

Gemiddeld over het jaar wordt ca. 68% van het water via de Waal afgevoerd, 17% over de Nederrijn-Lek en 15% over de IJssel (zie tabel 2.1). Bij Bovenrijnafvoeren onder de 2.500 m³/s treden de stuwen in de Nederrijn en Lek in werking en wordt bij dalende afvoeren steeds minder water over de Nederrijn-Lek gestuurd, zie ook paragraaf 2.1.4. De afvoerverdeling bij lagere afvoeren wijkt daarom sterk af van de gemiddelde afvoeren (zie tabel 2.2). Ook bij hogere afvoeren verschuift de verdeling, zij het minder sterk. De Waal voert dan relatief steeds wat minder af ten voordele van de IJssel en vooral de Nederrijn-Lek.

Tabel 2.1: Kengetallen Rijntakken.

		Bovenrijn	Waal	Pannerdensch Kanaal *	Nederrijn-Lek**	IJssel
Lengte zomerbed	km	11	87	11	89	119
Breedte zomerbed	m	330-440	260-370	140-200	130-200	80-180
Gemiddelde breedte winterbed	m	850	550	400	400	500
Oppervlakte zomerbed en winterbed	km ²	1.100	8.700	1.300	6.600	10.500
Jaargemiddelde afvoer	m ³ /s	2.225	1.510 (68%)	715	385 (17%)	330 (15%)
Hoogste afvoer	m ³ /s	12.600 (1926)				
Laagste afvoer	m ³ /s	690 (1949)				

* Inclusief gedeelte Nederrijn tot aan splitsing IJssel; ** Vanaf splitsing IJssel.

De afvoerdeling op de splitsingspunten is in de loop der jaren niet constant maar verandert door autonome ontwikkelingen (bodemerrosie zomerbed) en menselijk ingrijpen (Ruimte voor de Rivier). De afvoerdeling bij maatgevende afvoer bij Lobith, 16.000 m³/s, is wettelijk vastgelegd en wordt zoveel mogelijk gehandhaafd. Over de afvoerdeling bij andere afvoeren zijn geen afspraken; die kan veranderen. De in tabel 2.2 genoemde waarden zijn dus bij benadering.

Tabel 2.2: Afvoerdeling van het Rijnwater over de drie Rijntakken (Rijkswaterstaat, 2012).

Bovenrijn	Waal	%	Nederrijn/Lek	%	IJssel	%
750	616	82,1%	30	4,0%	104	13,9%
1000	813	81,3%	30	3,0%	157	15,7%
1250	1006	80,5%	30	2,4%	214	17,1%
1500	1200	80,0%	30	2,0%	270	18,0%
1750	1370	78,3%	70	4,0%	310	17,7%
2000	1461	73,1%	232	11,6%	307	15,4%
2250	1587	70,5%	342	15,2%	321	14,3%
2500	1729	69,2%	425	17,0%	346	13,8%
3000	2049	68,3%	531	17,7%	420	14,0%
3500	2363	67,5%	644	18,4%	493	14,1%
4000	2683	67,1%	756	18,9%	561	14,0%
5000	3355	67,1%	940	18,8%	705	14,1%
6000	4032	67,2%	1122	18,7%	846	14,1%
7000	4690	67,0%	1316	18,8%	994	14,2%
8000	5328	66,6%	1528	19,1%	1144	14,3%
10000	6500	65,0%	2010	20,1%	1490	14,9%
13000	8307	63,9%	2717	20,9%	1976	15,2%
16000	10144	63,4%	3376	21,1%	2480	15,5%

In tabel 2.3 worden enkele waterstanden en afvoeren van de Bovenrijn bij Lobith genoemd die vaak gebruikt worden om het hydrologisch functioneren van de Rijntakken te beschrijven. Hieruit kan het ecologisch functioneren afgeleid worden. Van de genoemde waterstanden is zowel de onder- en overschrijdingskans over de laatste 115 jaar gegeven (sinds begin metingen in 1901) als voor de meer recente periode vanaf 1980. De hydrologische dynamiek sinds 1980 is vooral relevant i.v.m. het verklaren van trends in de ecologie in de meer recente periode.

Tabel 2.3: Voor ecologie belangrijke afvoeren met onder- en overschrijdingsduur voor de periode 1901-2016 en 1980-2016 van het meetpunt Lobith. De afvoergegevens en de frequentie van onder- en overschrijding zijn gebaseerd op de meetreeks sinds 1901. De waterstanden in de laatste kolom zijn met de meest recente betrekkingsslijnen afgeleid van deze afvoeren (RWS, betrekkingsslijnen 2012)*. De data m.b.t. het stuwregime zijn ontleend aan het stuwprogramma 2015 (Rijkswaterstaat, 2015).

Event	Afvoer (m³/s)	Onder- schrijding (d/j) 1901-2016	Overschrij- ding (d/j) 1901-2016	Onder- schrijding (d/j) 1980-2016	Overschrij- ding (d/j) 1980-2016	Water- stand (m+NAP)
Drempels meestromende nevengeulen vallen droog**	1.100	29	336	18	347	7,45
D10	1.160	37	328	26	339	7,60
Stuwen Nederrijn gesloten; beneden deze waterstand is de Nederrijn volledig gestuwd	1.590	112	253	100	165	8,50
Kribstranden (lage gedeelten tussen kribben vallen droog)	1.950	182	183	177	188	9,00
D50 (mediane) waterstand	1.950	182	183	177	188	9,00
Gemiddelde waterstand	2.225	227	138	229	134	9,40
Ondergrens kieming wilgen	2.590	273	92	264	101	9,90
Kribben overstroomd	3.200	315	50	308	57	10,75
D90	3.580	329	36	326	39	11,25
Stuwen Amerongen en Hagstein geheven; Nederrijn volledig vrij afstromend	3.630	325	35	321	40	11,40
Zandstranden langs de rivier geheel onder water	4.000	339	26	336	29	11,75
Lagere delen uiterwaarden onder water	4.270	344	21	343	23	12,00
Eenzijdig aangetakte nevengeulen gaan meestromen	4.500	348	17	346	19	12,25
Zomerbed bankfull	5.000	353	12	352	13	12,75
Zomerkades overstroomd; uiterwaarden geïnundeerd	6.200 – 7.750	360 - 363	2 - 5	360 - 363	2 - 5	13,75 – 14,75
Hoogste natuurlijke delen uiterwaarden (oeverwallen) overstroomd	8.600	364	1	364	1	15,25

* Door de bodemerrosie in het zomerbed wijken de waterstanden bij gemiddelde en lage afvoeren nu sterk af van die uit het verleden. De onder- en overschrijdingsfrequentie van de waterstanden is daarom een geheel andere dan die van de afvoer. Zo komen bijvoorbeeld lage afvoeren (< 2.000 m³/s) de laatste 37 jaar minder voor, terwijl lage waterstanden juist meer voorkomen. De bodemligging is dus meer bepalend voor de frequentie van lage waterstanden dan de frequentie van de lage afvoeren.

**Uitgaande van nevengeulen die 1 maand per jaar niet meestromen.

2.1.2 WAAL

Verhang en stroomsnelheid

De Waal voert verreweg het meeste water af van de 3 Rijntakken (zie tabel 2.1 en 2.2). De rivier is vrij afstromend en heeft bij gemiddelde afvoer een verval van 8,5 m, hetgeen overeen komt met een waterspiegelverhang van 10 cm/km. In het bovenstroomse en middenstroomse deel (tot aan Tiel) is het verhang vrijwel gelijk aan het gemiddelde, tussen Tiel en Zaltbommel wat groter dan het gemiddelde (12 cm/km) om na Zaltbommel snel af te nemen tot vrijwel 0 bij de overgang naar de Merwede.

Het verhang bepaalt mede de stroomsnelheid. Deze is in de hele Waal dus vrijwel overal hetzelfde om pas geheel benedenstrooms van Zaltbommel sterk af te nemen. De lage stroomsnelheid wordt bene-

denstrooms ook bepaald door de getijdeninvloed; hierdoor is de stroomsnelheid tijdens opkomend water vrijwel nul, om bij afgaand tij enkele uren juist vrij groot te zijn.

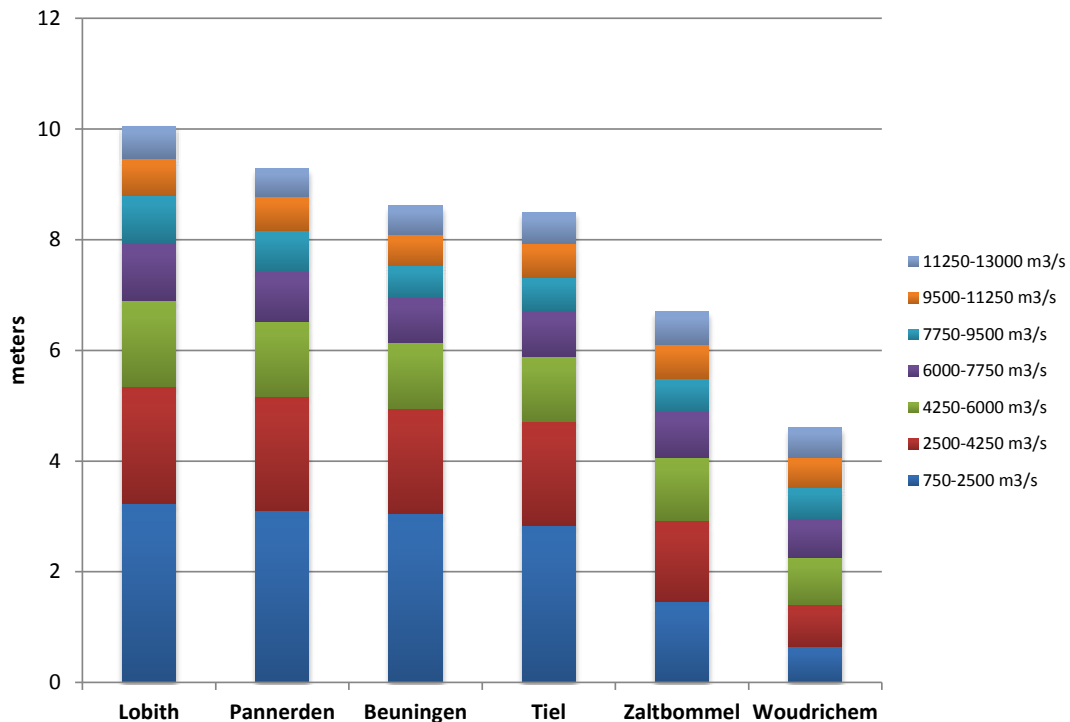
Bij hogere afvoeren neemt het verval over de Waal toe tot 10,5 m, hetgeen zich over het hele traject vertaalt in een iets hoger waterspiegelverhang. De sterkste toename zien we in het stroomafwaartse gedeelte vanaf Tiel, waar het verhang toeneemt tot ca. 15 cm/km. Ook strekt het gedeelte met een hoog verhang zich dan nog wat verder uit, tot aan Vuren. Bij hoge afvoeren neemt met het verhang ook de stroomsnelheid toe, het sterkst in het benedenstroomse deel.

Debiet

Het debiet dat door de Waal gaat is een afgeleide van het debiet dat via de Bovenrijn wordt aangevoerd. In publicaties wordt ook zelden gesproken over de afvoer van de Waal, maar wordt meestal verwezen naar die van de Bovenrijn. Bij lagere afvoeren is het aandeel dat de Waal ontvangt van de Bovenrijn het grootst (ruim 80%; zie tabel 2.2). Dit hoge aandeel wordt geregeld door de stuw bij Driel. Zo lang deze stuw in werking is, wordt het water in het Pannerdensch Kanaal opgestuwd en stroomt een groter deel van de totale aanvoer via de Waal. Dit effect wordt procentueel groter naarmate de afvoer lager wordt. Als de Bovenrijnaanvoer toeneemt, neemt het aandeel van de Waal heel langzaam af tot onder de 64% bij de extreme afvoeren.

Waterstanden en waterstandsverloop in de lengterichting van de rivier

De waterstanden in de Waal zijn een afgeleide van de afvoer: hoe hoger de afvoer, hoe hoger de waterstand. Deze variatie is niet overal langs de rivier hetzelfde: het verschil tussen de hoogst en laagst opgetreden waterstanden (de amplitudo) bedraagt bovenstrooms in de Bovenrijn-Waal ca. 10 meter en is duidelijk groter dan benedenstrooms, zoals bij Woudrichem waar deze 4,6 meter bedraagt. Op de bovenstroomse helft van de Waal tot aan Tiel neemt de amplitudo nog maar weinig af. Pas vanaf Zaltbommel, waar de getijdendynamiek voor het eerst merkbaar is (zie hierna), wordt het snel minder (zie figuur 2.1).



Figuur 2.1: Peilopzet bij toenemende afvoer voor een zestal meetpunten van boven- naar benedenstrooms langs de Waal. In stappen van 1.750 m³/s is aangegeven met hoeveel meter het waterpeil op deze locaties stijgt. In Lobith stijgt het peil bijvoorbeeld met iets meer dan 3 meter als de afvoer stijgt van 750 naar 2.500 m³/s. De totale hoogte van een kolom is gelijk aan het verschil tussen de (bij benadering) hoogste (13.000 m³/s) en laagste (750 m³/s) opgetreden afvoer (de amplitudo). Zomerse peilfluctuaties blijven doorgaans beperkt tot de twee onderste blokken (blauw en rood).

Wanneer de amplitudo wordt opgedeeld in afvoerfracties van 1.750 m³/s (de gekleurde segmenten in de kolommen), dan valt op dat de fluctuaties het grootste zijn bij de lagere afvoeren: zo stijgt bij Lobith de waterstand ruim 3 meter als de afvoer van 750 naar 2.500 m³/s stijgt, terwijl de waterstand

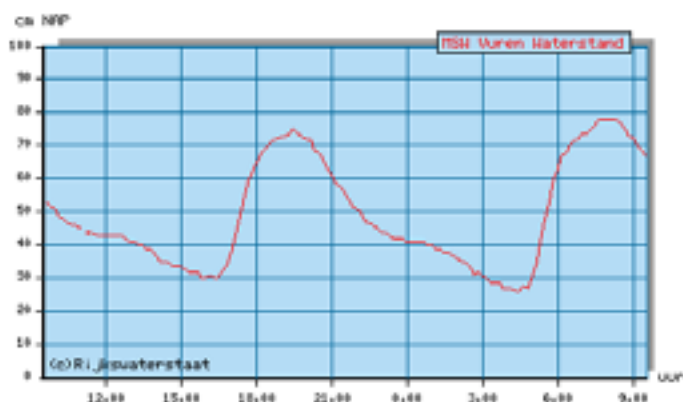
daar maar 50 cm stijgt bij een toename van 11.250 naar 13.000 m³/s. Dit beeld is tot aan Tiel vrijwel hetzelfde. Stroomafwaarts van Tiel valt op dat de onderste segmenten duidelijk kleiner worden; de peilschommelingen bij afvoervariaties tot aan ca. 6.000 m³/s zijn er dus veel kleiner dan bovenstrooms langs de Waal. Boven de 6.000 m³/s zijn de peilschommelingen benedenstrooms wel ongeveer even groot als bovenstrooms.

Deze demping van de waterstanden in de Benedenwaal hangt samen met het feit dat de rivier hier breder en dieper is, dat weer het gevolg is van de getijdeninvloed (zie hierna). De demping treedt vooral op in de range van lagere afvoeren. Hoogwatergolven in de lagere afvoerranges gaan daarom vrijwel ongemerkt aan het benedenriviereengebied voorbij, terwijl deze bovenstrooms wel duidelijk merkbaar zijn. Pas de grotere hoogwaters (>6.000 m³/s) leiden ook in het benedenriviereengebied tot serieus hogere waterstanden.

In de zomer zijn de afvoerfluctuaties doorgaans beperkt tot de range onder de 4.250 m³/s (de blauwe en rode blokken in figuur 2.1). In het benedenriviereengebied zijn de peilfluctuaties dan vrijwel altijd kleiner dan 1 meter. Meer bovenstrooms kunnen ook 's zomers peilfluctuaties voorkomen van 2 tot 3 meter.

Getijdeninvloed

De Benedenwaal staat onder invloed van een beperkte getijdenbeweging. Tweemaal daags valt een smalle zone van de oevers droog bij eb en overstroomt weer bij vloed. De getijdengolf dringt via de Nieuwe Waterweg - Oude Maas - Beneden Merwede door tot in de Waal. Bij zeer lage afvoer (< 900 m³/s) is het getij merkbaar tot bij Tiel (enkele centimeters), maar doorgaans wordt de getijdendynamiek pas echt merkbaar benedenstrooms van Zaltbommel (ca. 20 cm verschil tussen eb en vloed bij gemiddelde afvoer). Verder stroomafwaarts neemt dit toe tot ca. 45 cm bij Woudrichem (zie figuur 2.2).



Figuur 2.2: Voorbeeld van de dagelijkse peilschommelingen door getij in de Benedenwaal bij Vuren tijdens lage Bovenrijnafvoer.

Niet alleen het getij, maar ook stormvloed door tot in de Benedenwaal. De wateropzet kan dan tot meer dan 1 meter bedragen, bovenop de gemiddelde vloed. Omdat de waterstand in de Benedenwaal bij kleine zomerse afvoergolven maar weinig fluctueert, bevindt de getijdenzone zich hier een groot deel van het zomerhalfjaar op dezelfde hoogte, rond de 1 m +NAP. We vinden hier ook vegetatie die afhankelijk is van de getijdenbeweging.

2.1.3 IJSSEL

Verhang en stroomsnelheid

De IJssel is ook vrij afstromend en heeft bij gemiddelde afvoer een verval van bijna 9 meter, hetgeen overeen komt met een gemiddeld waterspiegelverhang van 8 cm/km. Het verhang in de IJssel neemt van boven- naar benedenstrooms heel geleidelijk af (en wijkt daarin dus sterk af van de Waal, die juist vrijwel constant is). Geheel bovenstrooms in de IJssel bedraagt het verhang nog ca. 12 cm/km om iedere 10 km met ca. 1 cm/km af te nemen. Bij hogere afvoeren neemt het verval over de hele rivier toe (tot ruim 12 meter). Opvallend is dat het verhang in het bovenstroomse deel dan nauwelijks toeneemt, dat blijft ongeveer 10 – 12 cm/km. De grootste verandering doet zich dan voor in de middenloop en benedenloop, waar het verhang toeneemt tot ook ca. 10 cm/km. Voor de stroomsnelheden betekent dit, dat deze bovenstrooms bij alle afvoeren vrij hoog zijn, terwijl ze benedenstrooms alleen

bij hoge afvoeren vrij hoog zijn en bij lage afvoeren erg laag.

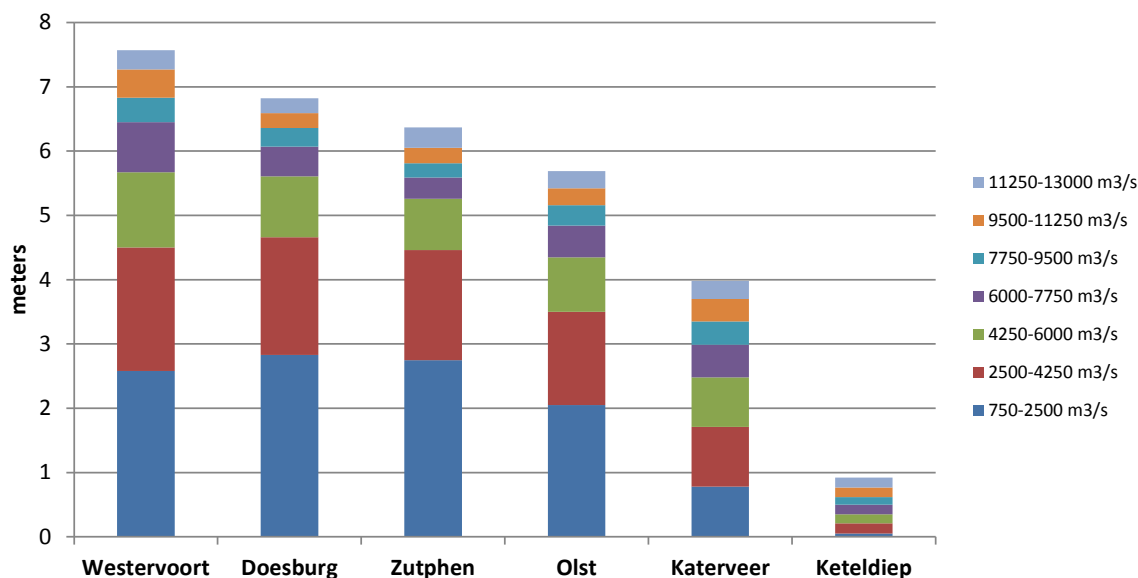
Debiet

Het debiet dat door de IJssel stroomt is net als de andere Rijntakken een afgeleide van het debiet dat via de Bovenrijn wordt aangevoerd. Als gevolg van de stuw van Driel is de afvoer van de IJssel bij een Bovenrijnafvoer tussen 1.500 en 2.650 m³/s groter dan in het geval van een open rivier. De stuw zorgt voor een hoger peil tussen IJsselskop en Driel, waardoor er meer water de IJssel instroomt. Dit effect is maximaal tussen een Bovenrijnafvoer van 1.500 en 2.000 m³/s; er stroomt dan ca. 80 m³/s extra de IJssel in. De IJssel ontvangt ongeveer 15 tot 20 % van het water dat de Bovenrijn aanvoert (zie tabel 2.2). Het percentage is het grootst bij 1.500 m³/s, wanneer bijna een vijfde deel via de IJssel wordt afgevoerd. Bij hogere afvoeren neemt het aandeel eerst gestaag af tot ca. 14%, om bij de hoogste afvoeren weer langzaam wat te stijgen.

Waterstanden en waterstandsverloop in de lengterichting van de rivier

De waterstanden in de IJssel zijn een directe afgeleide van de afvoer: bij toenemende afvoer stijgen de waterstanden. Evenals bij de Waal is de variatie in waterstanden (de amplitudo) in de IJssel bovenstrooms groter dan benedenstrooms: in de Boven-IJssel bedraagt deze 7,5 meter, terwijl het benedenstrooms bij de monding in het Ketelmeer maar 1 meter is (zie figuur 2.3). Dit grote verschil wordt vooral veroorzaakt doordat bij de IJssel anders dan bij de Waal het laatste meetpunt aan de rand van een stagnant meer ligt (het Ketelmeer). De bergingsruimte is hier zo groot, dat de waterstand in de Beneden-IJssel bij stijgende afvoeren maar heel weinig stijgt: het water wordt eenvoudig naar het IJsselmeer afgevoerd. Het effect van het IJsselmeer werkt door tot Olst.

In de Boven- en Midden- IJssel neemt de amplitudo gelijkmatig af van ca. 7,5 m bij Westervoort tot ruim 5,5 m bij Olst. Wanneer de totale peilvariatie wordt opgedeeld in afvoerfracties van 1.750 m³/s (de gekleurde segmenten in de kolommen), dan valt op dat de fluctuaties het grootste zijn bij de lagere afvoeren: zo stijgt bij Doesburg de waterstand bijna 3 meter als de Bovenrijnafvoer van 750 naar 2.500 m³/s stijgt, terwijl de waterstand maar 25 cm stijgt bij een toename van 11.250 naar 13.000 m³/s. Dit beeld is in de hele Boven- en Midden-IJssel hetzelfde. Stroomafwaarts van Olst neemt de grootte af als gevolg van de invloed van het IJsselmeer en de bredere bedding van het zomerbed (van 75-95 m nabij Deventer, tot 180 m bij Kampen).

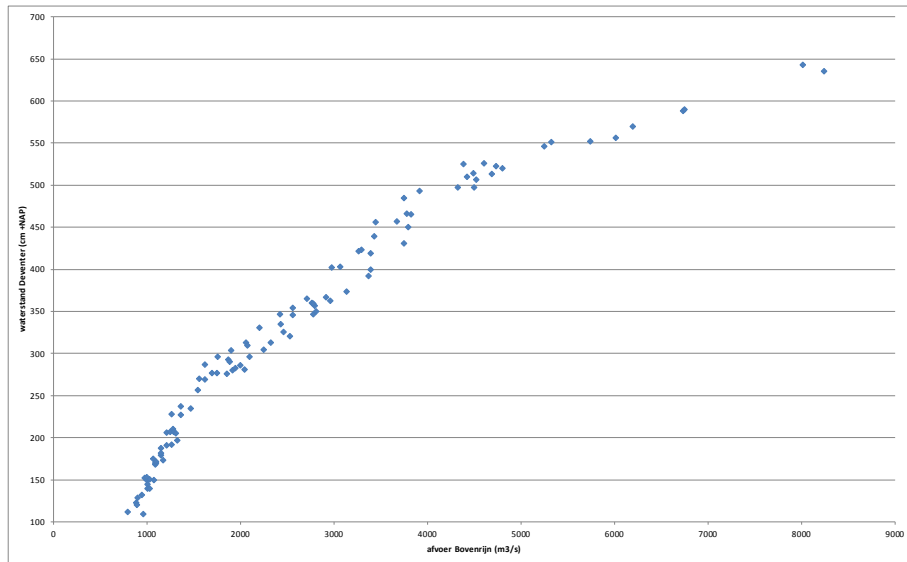


Figuur 2.3: Peilopzet bij toenemende afvoer voor een zestal meetpunten van boven- naar benedenstrooms langs de IJssel. In stappen van 1.750 m³/s (Bovenrijnafvoer) is aangegeven met hoeveel meter het waterpeil op deze locaties stijgt. De totale hoogte van een kolom is gelijk aan het verschil tussen de (bij benadering) hoogste (13.000 m³/s) en laagste (750 m³/s) opgetreden afvoer (de amplitudo). Zomerse peilfluctuaties blijven doorgaans beperkt tot twee onderste blokken (blauw en rood).

Opvallend is bij de IJssel dat boven de ca. 5.000 m³/s de waterstand veel minder snel stijgt. Dit is het moment dat de uiterwaarden gaan overstromen en vanwege de relatief brede uiterwaarden (in relatie tot de hoeveelheid water) is de peilstijging vanaf dat moment duidelijk kleiner dan bij de Waal. Een uitzondering is het meest bovenstroomse traject waar de uiterwaarden niet zo ruim zijn.

Zijdelingse instroom IJssel

De IJssel vertoont een veel grotere spreiding in waterstanden bij één en dezelfde Bovenrijnafvoer dan de andere Rijntakken (zie figuur 2.4). Dit is het gevolg van het de zijdelingse toestroom vanuit zijbeken/rivieren die vanuit het achterland in de IJssel uitmonden. Deze zijdelingse toestroom kan oplopen tot 100 m³/s of meer, waarmee het soms wel 20 – 25% van de IJsselafvoer uitmaakt. Bij Deventer zorgt dit dan voor waterstanden die 50 – 70 cm hoger kunnen zijn dan alleen op grond van de Bovenrijnafvoer verwacht mag worden. Vaak liggen de afvoerpieken vanuit deze zijbeken in de tijd iets voor op de afvoergolf vanuit de Rijn.



Figuur 2.4: Relatie tussen de Bovenrijnafvoer (x-as) en de waterstand (y-as) bij Deventer tussen 2008 en 2016. De spreiding wordt veroorzaakt door de zijdelingse toestroom vanuit zijbeken.

2.1.4 NEDERRIJN-LEK

Verhang en stroomsnelheid

De Nederrijn-Lek is gestuwd: door middel van 3 stuwen wordt de afvoer en het waterpeil gereguleerd bij lager dan gemiddelde Bovenrijnafvoeren. Het verval, dat bij gemiddelde afvoeren ca. 7 meter bedraagt, is verdeeld over de 3 stuwen en het verhang in de stuwpanen is bij lager dan gemiddelde afvoeren dan ook vrijwel nihil. De stroomsnelheid is dan ook zeer laag. Boven de gemiddelde afvoer worden de stuwen één voor één gestreken en stroomt de Nederrijn-Lek wel vrij af. Als de rivier vrij afstroomt, bedraagt het waterspiegelverhang gemiddeld over het hele traject ca. 9 cm/km. Bij hoge afvoeren neemt dit over vrijwel de hele riviertak toe tot tussen de 12 en 14 cm/km. Pas stroomafwaarts van Culemborg neemt het verhang vrij snel af tot ca. 5 cm bij Hagestein.

Stuwbeheer en debiet

De stuwen in de Nederrijn-Lek worden bediend op basis van een stuwprogramma. In een stuwprogramma staan de relaties tussen waterstanden en afvoeren vermeld die nagestreefd dienen te worden, zie tabel 2.4. Met behulp van dit schema worden de stuwen bij Driel, Amerongen en Hagestein bediend (Rijkswaterstaat, 2015). De eerste stuwprogramma's dateren uit de jaren 70. Het stuwprogramma van 1990 week daar niet veel vanaf. Daarna zijn de stuwprogramma's geactualiseerd in 2006 (Berben en Groen, 2006) en 2015 (Rijkswaterstaat, 2015).

Tabel 2.4: Stuwschema van de stuw bij Driel (bron: Rijkswaterstaat, 2015).

Waterstanden			Afvoeren			
Lobith	IJsselkop	Driel-boven	Bovenrijn	Nederrijn	IJssel	
[m +NAP]	[m +NAP]	[m +NAP]	(m³/s)	(m³/s)	(m³/s)	
10,00	8,80	7,50	2.600	440	360	begin van stuwen
9,90	8,75	7,55	2.535	435	350	
9,80	8,65	7,60	2.465	415	340	
9,70	8,60	7,65	2.395	395	335	
9,60	8,50	7,75	2.320	370	325	
9,50	8,45	7,80	2.245	340	320	
9,40	8,40	7,90	2.170	310	315	
9,30	8,35	7,95	2.095	280	310	
9,20	8,35	8,05	2.015	240	305	
9,10	8,30	8,15	1.940	200	305	
9,00	8,30	8,20	1.865	160	305	
8,90	8,30	8,25	1.770	80	310	
8,80	8,30	8,30	1.700	40	310	
8,70	8,20	8,20	1.645	35	300	
8,60	8,10	8,10	1.590	30	285	volledig gestuwd

De afvoerverdeling over IJssel en Nederrijn is het belangrijkste uitgangspunt van het stuwschema. De stuw bij Driel (km 891) zorgt voor de waterverdeling bij de IJsselkop over de IJssel en de Nederrijn en stuurt de waterstanden, en daarmee de vaardiepte, op het traject Driel-IJsselkop. Bij lage afvoeren reikt de invloed van Driel veel verder, tot aan Lobith toe, waardoor ook de waterverdeling tussen de Waal en het Pannerdensch kanaal er door wordt beïnvloed. Verder zorgt de stuw ervoor dat er extra veel water over de IJssel stroomt, zodat die over de hele lengte meer waterdiepte krijgt en beter bevaarbaar is.

De uitgangspunten voor het stuwschema zijn in de loop van de tijd altijd hetzelfde gebleven: bij een afnemende afvoer vanaf de Bovenrijn wordt de waterverdeling zo gestuurd dat de afvoer naar de IJssel zo lang mogelijk 285 m³/s of meer bedraagt. Daarbij geldt een minimale afvoer via de Nederrijn van 30 m³/s. Bij de lagere Bovenrijnafvoeren (< 1.100 m³/s) wordt deze afvoer in de praktijk niet gehaald en dan schommelt de afvoer in de Nederrijn tussen de 20 en 25 m³/s en soms nog wat minder.

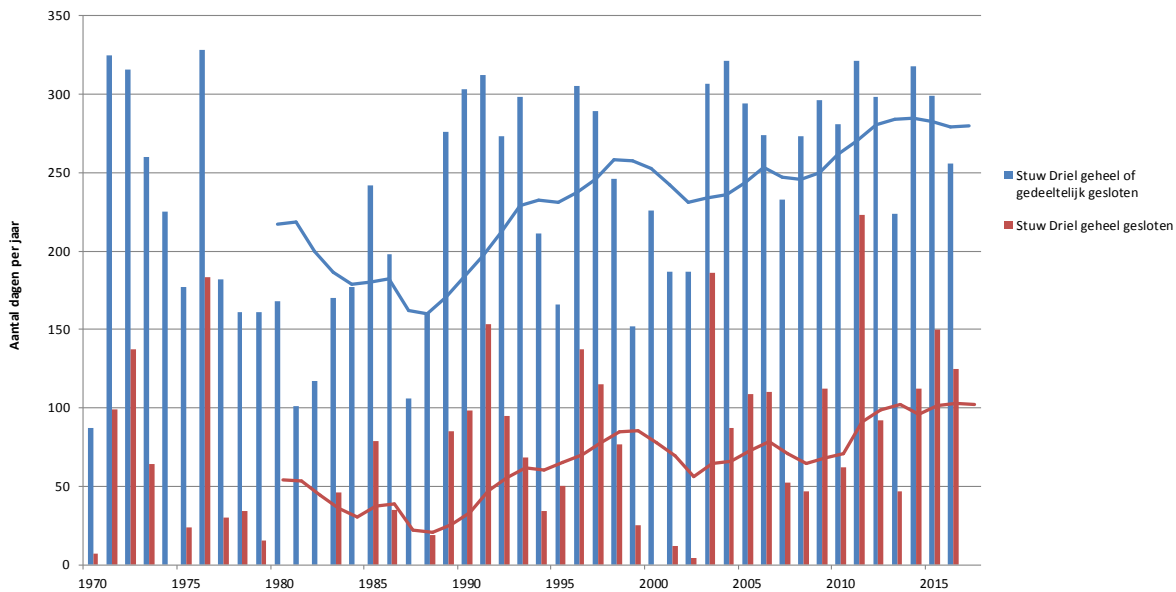
De waterverdeling en de stuwstanden zijn gekoppeld aan de waterstand bij Lobith. Zakt de waterstand bij Lobith tot een niveau van 10,00 m +NAP, dan wordt gestart met stuwen conform het stuwschema in tabel 2.4. Bij afnemende waterstand bij Lobith wordt het stuwpeil bij Driel opgehoogd en daalt de afvoer van de Nederrijn van 440 naar 30 m³/s, terwijl de afvoer over de IJssel veel minder afneemt van 360 naar 285 m³/s. Als de waterstand bij Lobith lager zakt dan 8,60 m +NAP, dan is de stuw bij Driel volledig gesloten en dan neemt de afvoer over de IJssel wel sneller af.

Ook de bediening van de stuwen bij Amerongen en Hagestein is gekoppeld aan de waterstand bij Lobith. Als de waterstand bij Lobith onder de 11,40 m +NAP zakt (Bovenrijnafvoer van ca. 3.500 m³/s), wordt het stuwen gestart en stijgt de waterstand bovenstrooms van de stuw. Dit wordt gedaan in het belang van de scheepvaart (vaardiepte), de polderdistricten (waterinlaten) en veerexploitanten (situatie bij de veerstoepen).

Aantal dagen met gesloten stuw: 'verstuwingsgraad'

Als gevolg van de erosie van de rivierbodem (zie paragraaf 2.3.3) werd er in de loop van de tijd bij dezelfde waterstand bij Lobith steeds meer water afgevoerd. Ter illustratie: volgens de huidige waterstandsduurlijn is, bij een waterstand van 10,00 m +NAP bij Lobith, de afvoer ter plekke ca. 2.600 m³/s; in 1980 was dit nog ca. 2.290 m³/s. Door vast te houden aan een vaste waterstand voor het begin en einde van het stuwproces wordt er dus bij steeds hogere afvoeren begonnen met stuwen. Het gevolg hiervan is dat het aantal stuw dagen in de loop der jaren is gestegen van ca. 180 in 1980 naar 280 op dit moment, zie figuur 2.5. Bovendien treedt het moment dat de basisafvoer naar de Nederrijn (van 30 m³/s) wordt bereikt 'eerder' op: in de huidige situatie is dit bij een Bovenrijnafvoer van ca. 1.680

m³/s; in 1980 was dat pas bij een afvoer van 1.350 m³/s. Dat betekent dat de afvoer, waarbij de stuw Driel maximaal gesloten is, nu ca. 100 dagen van het jaar optreedt, terwijl dat 37 jaar geleden nog 40 dagen was, zie ook figuur 2.5. De 'verstuwingsgraad' van de Nederrijn is dus sterk toegenomen.



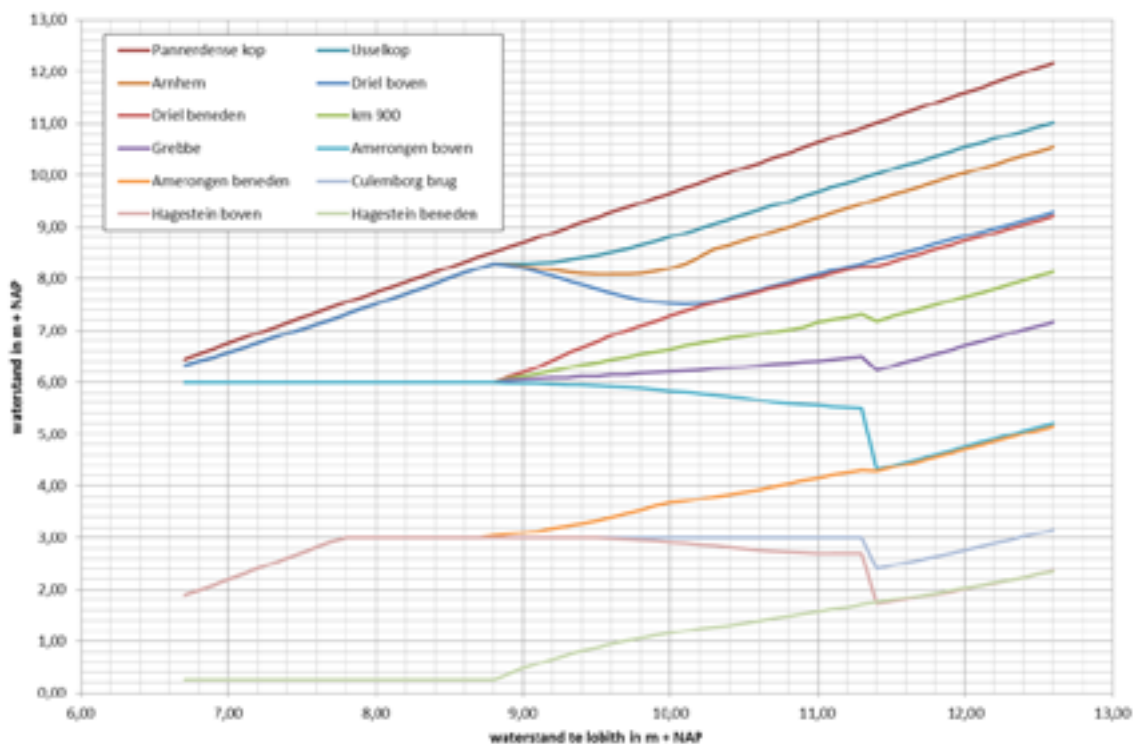
Figuur 2.5: Aantal dagen per jaar dat waterstand bij Lobith onder de 10,00 resp. 8,60 m +NAP komt en de stuw bij Driel gedeeltelijk respectievelijk geheel gesloten is met het 11-jarige voortschrijdend gemiddelde (doorgetrokken lijn).

Om hiervoor te compenseren, zou de waterstand waarbij wordt gestart met stuwen eigenlijk mee moeten dalen met de daling van de waterstand bij Lobith als gevolg van de bodemerrosie. Voor de scheepvaart leidt dit echter eerder tot problemen met de vaardiepte. Bovendien levert het varen op een gestuwde Nederrijn een aanzienlijke brandstofbesparing op voor de scheepvaart, vanwege het vrijwel ontbreken van stroming. Waarschijnlijk is daarom tot nu toe steeds besloten om voor het stuwregime vast te houden aan dezelfde waterstanden bij Lobith. De ecologische gevolgen hiervan zijn nooit in beeld gebracht.

Waterstanden en stroomsnelheden

Als gevolg van het gestuwde karakter is het waterstandsverloop van de Nederrijn-Lek geheel anders dan in de Waal en de IJssel. In figuur 2.6 is voor de meetpunten boven en onder de stuwen weergegeven hoe de waterstand varieert afhankelijk van de waterstand bij Lobith. Iedere stuw heeft een vaste waterhoogte: het nagestreefde stuwpeil in het stuwpannd Driel-Amerongen bedraagt 6,0 m +NAP en in het stuwpannd Amerongen-Hagestein 3,0 m +NAP.

Als bij een toenemende afvoer in Lobith op een bepaald moment een stuw (gedeeltelijk) geopend wordt, dan stijgt de waterstand benedenstrooms van die stuw en daalt de waterstand bovenstrooms van de stuw. Vooral bij de stuw Amerongen valt deze daling op. Als de waterstand bij Lobith de 11,40 m +NAP nadert, daalt de waterstand bij Amerongen en Hagestein in één keer ruim 1 meter. Als de afvoer dan verder blijft toenemen, gaat het peil bovenstrooms van de stuw weer stijgen en is er sprake van een vrij afstromende rivier. Andersom (bij afnemende afvoeren) daalt het peil weer. Op het moment dat de waterstand bij Lobith de 11,40 m +NAP nadert, treedt er bij Amerongen en Hagestein dan juist een plotselinge peilstijging van 1 meter op.



Figuur 2.6: Relatie tussen de waterstand bij Lobith en het waterstandsverloop in de verschillende stuwpanden van de Nederrijn-Lek (bron: Rijkswaterstaat, 2015).

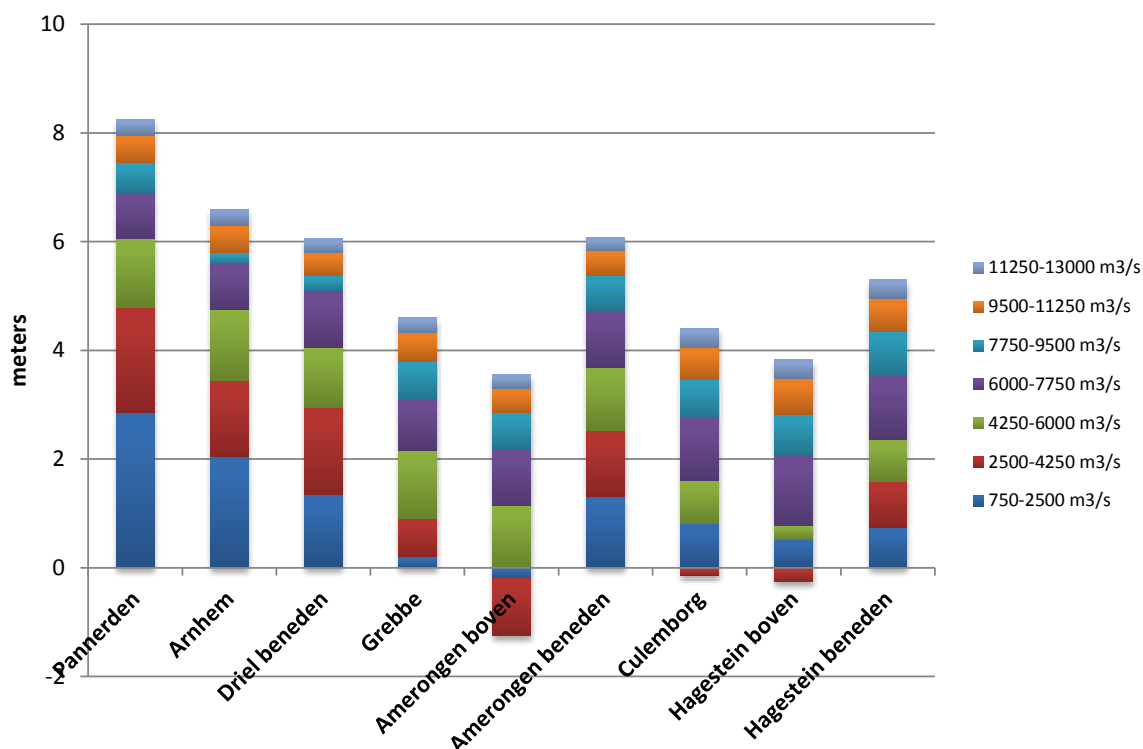
Het stuwbeheer heeft een grote invloed op de dynamiek binnen de stuwpanden. Als we uitgaan van een beginsituatie met lage afvoer dan staat de rivier op stuwpeil en staat het water er vrijwel stil. Zodra de afvoer toeneemt, neemt eerst de stroomsnelheid in de rivier toe; het sterkst benedenstrooms van de stuw omdat de waterkolom daar het kleinst is. Als het debiet verder toeneemt, gaat ook het waterpeil stijgen, wederom het eerst in het gedeelte benedenstrooms van de stuw. Naarmate de afvoer verder toeneemt, schuift het traject met sneller stromend water en peilfluctuaties steeds verder stroomafwaarts. Zo treden in het stuwpand Driel-Amerongen benedenstrooms van de stuw Driel vanaf een waterstand van 9,0 m +NAP bij Lobith zichtbare peilschommelingen op (0,2 m); halverwege het stuwpand bij Rhenen gebeurt dat pas vanaf ca. 10,0 m +NAP. In het stuwpand Amerongen-Hagestein is het beeld ongeveer hetzelfde: benedenstrooms van de stuw van Amerongen is de peilstijging vanaf een waterstand van 9,2 m +NAP zichtbaar; halverwege bij Culemborg stijgt het peil al helemaal niet meer. Binnen een stuwpand is de dynamiek dus het grootste in het bovenstroomse deel; naar benedenstrooms neemt dit geleidelijk af.

Waterstandsverloop in de lengterichting van de rivier

De peilopzet en het verschil tussen de hoogste en laagste waterstanden (de amplitudo) bij toenemende afvoeren laten geen eenduidig beeld zien zoals bij de Waal en IJssel (zie figuur 2.7). In het Pannerdensch Kanaal bedraagt de amplitudo ca. 8 meter; stroomafwaarts van Driel variëren de peilschommelingen tussen de 4 en 6 meter. De gestuwde rivier kan hier niet ver uitzakken.

Wanneer de amplitudo wordt opgedeeld in afvoerfracties van 1.750 m³/s (de gekleurde segmenten in de kolommen), dan valt op dat de peilopzet het grootste is in het Pannerdensch Kanaal en daar nog veel lijkt op die van de Bovenrijn, vgl. figuur 2.1. De afname van de amplitudo stroomafwaarts van Arnhem treedt vooral op door de geringere peilschommelingen in de twee lagere afvoerranges (750 – 4.250 m³/s).

Het stuwprogramma heeft tot gevolg dat de waterstand bovenstrooms van de stuwen bij Amerongen en Hagestein voor het openen van de stuwen eerst daalt. Daarom gaat de waterstand in de afvoerrange tussen 2.500 en 4.250 m³/s omlaag om daarna pas te gaan stijgen.



Figuur 2.7: Peilopzet bij toenemende afvoer voor een negental meetpunten van boven- naar benedenstrooms langs Pannerdensch Kanaal, Nederrijn en Lek. In stappen van 1.750 m³/s (Bovenrijnafvoer) is aangegeven met hoeveel meter het waterpeil op deze locaties stijgt. De totale hoogte van een kolom is gelijk aan het verschil tussen de (bij benadering) hoogste (13.000 m³/s) en laagste (750 m³/s) opgetreden afvoer (de amplitudo). Zomerse peilfluctuaties blijven doorgaans beperkt tot twee onderste blokken (blauw en rood).

Boven de 4.250 m³/s zijn de afvoervariaties in de Nederrijn-Lek opvallend gelijk in grootte en treden er in stroomafwaartse richting geen veranderingen op. Dit wordt veroorzaakt doordat de uiterwaarden overal ongeveer even breed zijn en vrijwel op hetzelfde moment inunderen (rond 7.000 m³/s).

Waterstandsverloop bij open verbinding Lek-Waal

Als de waterstand bij Lobith tot onder de ca. 7,80 m +NAP zakt, worden de Prins Bernhardsluizen in het Amsterdam-Rijnkanaal bij Tiel geopend en ontstaat er een open verbinding tussen Waal, Amsterdam-Rijnkanaal en Lek. De waterstanden in het stuwpand Amerongen-Hagestein zijn vanaf die afvoer niet meer gestuwd en fluctueren mee met de waterstand in de Waal. Bij extreem lage afvoeren in de Bovenrijn en Waal kan de waterstand in dit deel van de Nederrijn-Lek dan dalen tot ca. 1 meter onder het streefpeil van Hagestein, zie figuur 2.5.

Getijdeninvloed Lek

De stuw van Hagestein vormt de grens tussen het gestuwde deel van de Lek en het gedeelte dat in open verbinding staat met het Benedenrivierengebied. Zodra de stuw Hagestein gestreken wordt (boven een waterstand bij Lobith van 11,40 m +NAP) kan het getij ook bovenstrooms van de stuw doordringen. De getijslag bedraagt dan in het traject tussen Culemborg en Hagestein ca. 70 cm. Verder bovenstrooms, en ook bij toenemende waterstanden, neemt dit effect langzaam af.

2.2 HYDROLOGIE

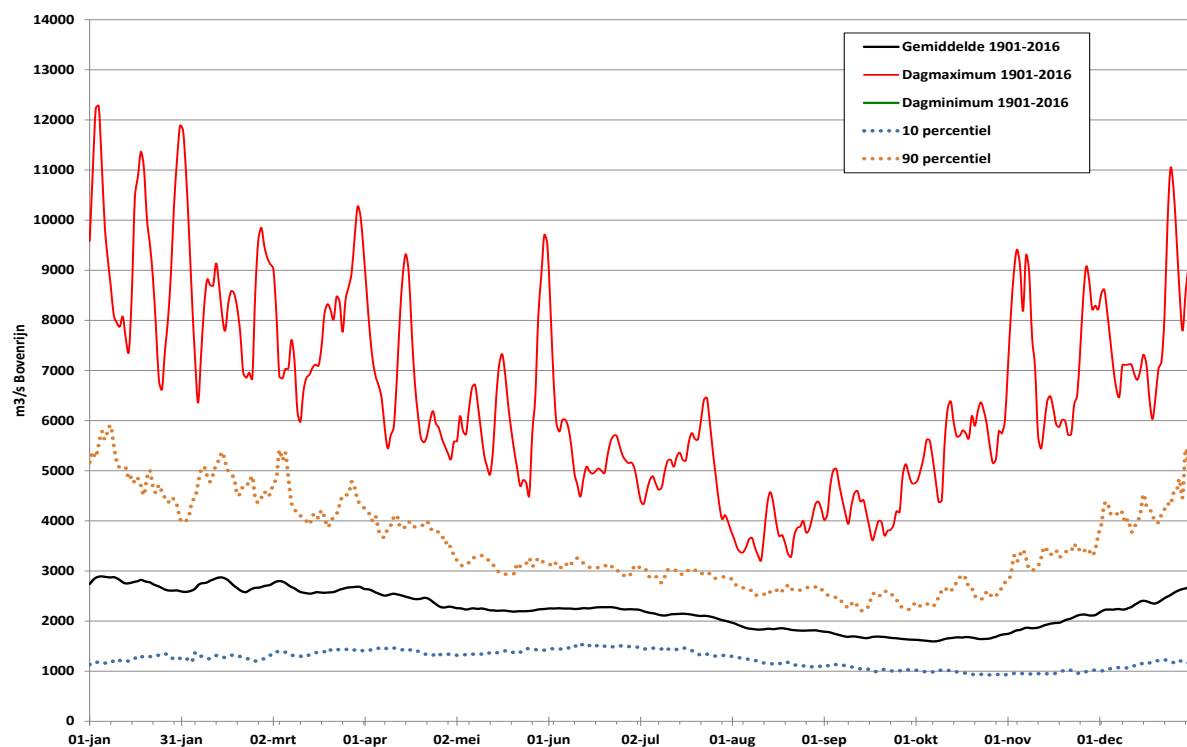
De algemene hydrologische karakteristiek van de Rijntakken en de mogelijke ontwikkelingen als gevolg van klimaatverandering worden toegelicht aan de hand van de afvoeren (paragraaf 2.2.1). De hoeveelheid water die via de riviertakken wordt afgevoerd, bepaalt voor een belangrijk deel de waterstanden. Omdat de ontwikkelingen in de waterstanden ook door veranderingen in de bodemhoogte van het zomer- en winterbed worden bepaald, zijn de veranderingen in de afvoeren niet één op één te vertalen naar de veranderingen in de waterstanden. Soms zijn ze zelfs tegengesteld aan elkaar. In de paragraaf waterstanden (2.2.2) wordt hier verder op ingegaan.

2.2.1 AFVOEREN

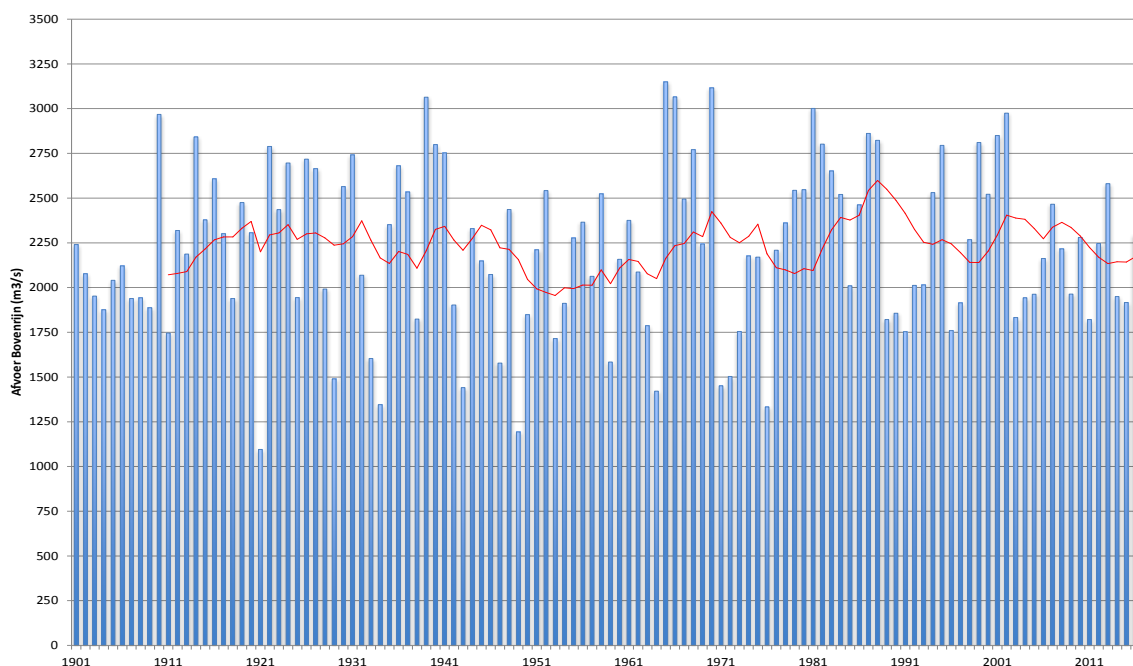
Gemiddelde afvoeren (jaargemiddelde, zomer en winter)

In figuur 2.8 is het debiet van de Bovenrijn bij Lobith en het verloop daarvan door het jaar heen afgebeeld. De Rijn wordt zowel gevoed door regen, als door smeltwater vanuit sneeuw en gletsjers. Regenwater maakt door het jaar heen het grootste deel uit, maar met name in het voorjaar (vanuit de Middengebergten) en de voorzomer (vanuit de Alpen) maakt ook smeltende sneeuw deel uit van de afvoer. Het aandeel smeltwater vanuit gletsjers is op jaarbasis niet erg groot, maar zorgt in de hoogzomer (juli – september) wel voor een belangrijke bijdrage, zodat echt lage afvoeren dan niet optreden. Ook de bufferende werking van de grote meren in Zwitserland, zoals de Bodensee, draagt bij aan de relatief hoge zomerafvoer. Vanwege de oorsprong in het hooggebergte treedt de laagste afvoer normaal pas in het najaar op, als de aanvoer vanuit sneeuw, gletsjers en meren minimaal is.

In vergelijking met andere grote Europese rivieren kent de Rijn een vrij stabiel afvoerverloop. Gemiddeld over het jaar bedraagt de afvoer $2.225 \text{ m}^3/\text{s}$; de maand met de grootste gemiddelde afvoer ($2.775 \text{ m}^3/\text{s}$ in januari) en de kleinste afvoer ($1.655 \text{ m}^3/\text{s}$ in oktober) wijken daar niet heel veel van af. De Rijn onderscheidt zich van andere rivieren door de relatief hoge gemiddelde zomerafvoer ($2.095 \text{ m}^3/\text{s}$ over de periode april t/m september). Andere rivieren, zoals bijvoorbeeld de Loire, de Seine, de Maas en de Elbe kennen een veel grotere variatie in afvoerverloop, vooral omdat het debiet in de zomer ver terugvalt.



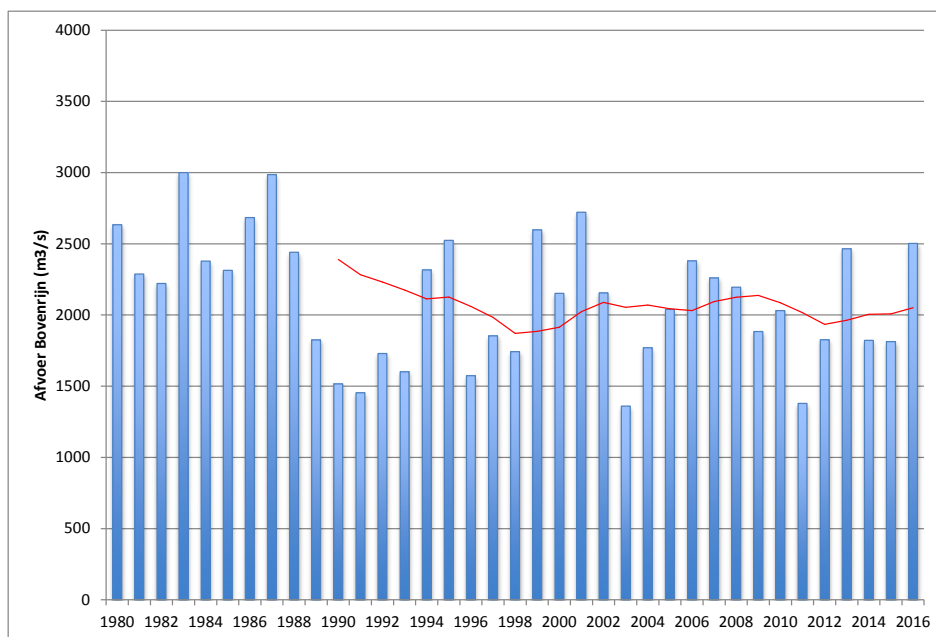
Figuur 2.8: Afvoerverloop in m^3/s in de Bovenrijn door het jaar heen: de gemiddelde afvoer, hoogste en laagste afvoer en de 10 en 90 percentiellijnen over de periode 1901-2016.



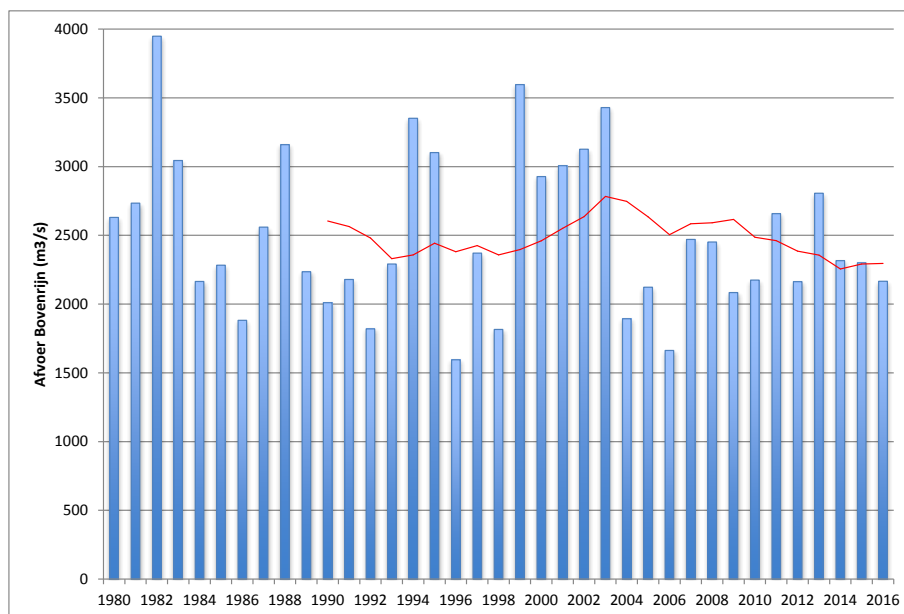
Figuur 2.9: Gemiddelde afvoer in m³/s van de Bovenrijn sinds 1901 en het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde.

De gemiddelde jaarafvoer kan van jaar tot jaar behoorlijk verschillen, maar is over de gehele periode bezien vrij constant, zie figuur 2.9. De hoogste gemiddelde jaarafvoer bij Lobith sinds 1901 bedraagt ca. 3.150 m³/s (1966) en de laagste ca. 1.100 m³/s (1921). Sinds 1976 zijn jaren met zeer lage gemiddelden (< 1.500 m³/s) niet meer opgetreden. Eén van de oorzaken hiervoor is het ontbreken van langdurig koud winterweer; dat leverde voordien de meeste langdurige perioden van laagwater op.

Ook de gemiddelde zomer- en winterafvoeren kunnen van jaar tot jaar flink verschillen en ook hier is het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde vrijwel stabiel, zie figuur 2.10 en 2.11. Dit komt niet overeen met de verwachting: door klimaatverandering wordt namelijk juist een afname van de neerslag (en de afvoeren) in de zomermaanden verwacht en een toename van de neerslag (en afvoeren) in de wintermaanden.



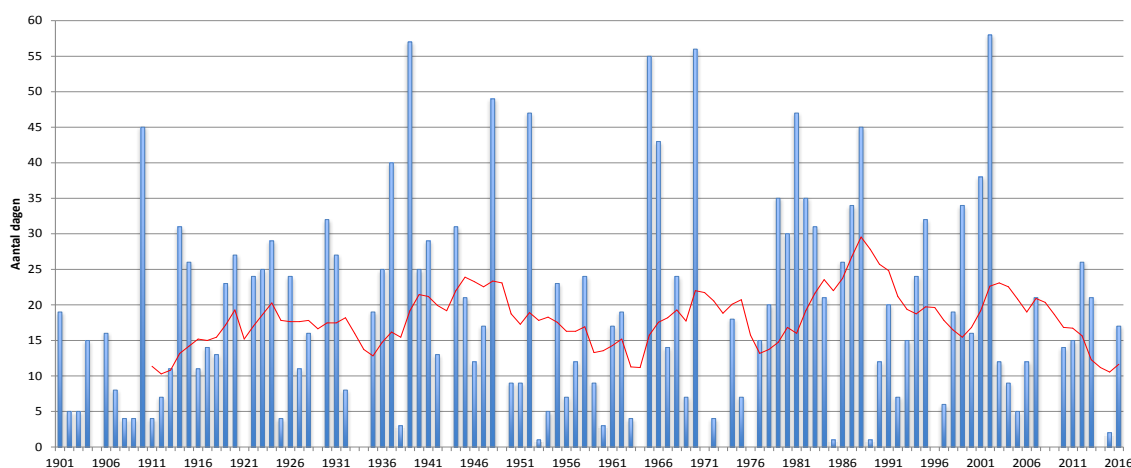
Figuur 2.10: Gemiddelde zomerafvoer in m³/s van de Bovenrijn (1 april – 30 september) sinds 1980 met het 11-jarige voortschrijdend gemiddelde (rode lijn).



Figuur 2.11: Gemiddelde winterafvoer in m^3/s van de Bovenrijn (1 oktober- 31 maart) sinds 1980, met het 11-jarige voortschrijdend gemiddelde (rode lijn).

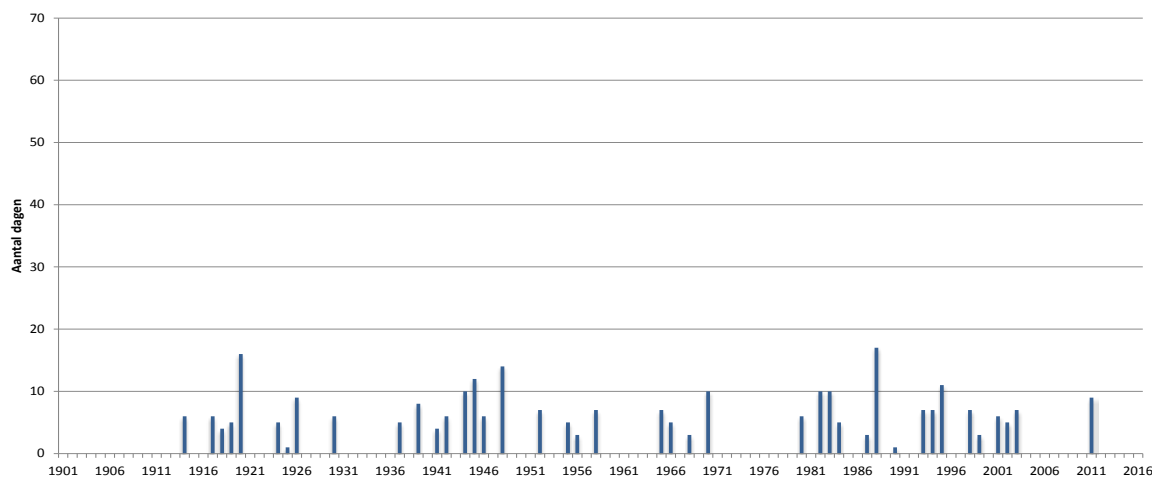
Hoge afvoeren

Het aantal dagen met een hoge afvoer ($>4.500 \text{ m}^3/\text{s}$) bedraagt gemiddeld 17 per jaar. Dit is ongeveer de afvoer waarbij de lagere delen van de uiterwaarden overstromen. Er is een zeer grote variatie: zo zijn er jaren met bijna 60 dagen met een hoge afvoer, maar ook jaren dat dit geen enkele dag gebeurt. Er is geen sprake van een duidelijke toename of afname over de langjarige periode, zie figuur 2.12. Er zijn wel langjarige perioden te onderscheiden met meer of minder hoogwater, zoals tussen 1978 en 1988 toen dagen met hoge afvoeren veel optraden, terwijl ze in de periode daarvoor van 1970 – 1976 juist heel weinig optraden. Ook recent, sinds 2003, zijn er weinig dagen geweest met hoogwater. Het langjarig gemiddelde is nu de helft lager dan 15 jaar geleden.



Figuur 2.12: Aantal dagen over het jaar met een afvoer $> 4.500 \text{ m}^3/\text{s}$ sinds 1901 en het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde (rode lijn).

Grote hoogwaters (afvoeren vanaf $>7.000 \text{ m}^3/\text{s}$) treden gemiddeld eens in de 3 jaar op. De uiterwaarden zijn dan grotendeels overstroomd. In de loop van de meetreeks is er geen sprake van een toename of afname, er zijn wel langere periode dat inundaties niet of nauwelijks optreden, zoals tussen 1901 en 1912 en tussen 1971 en 1979. Dit is ook het geval sinds 2003; alleen in 2011 waren er negen dagen dat de afvoer de $7.000 \text{ m}^3/\text{s}$ overschreed (zie figuur 2.13).

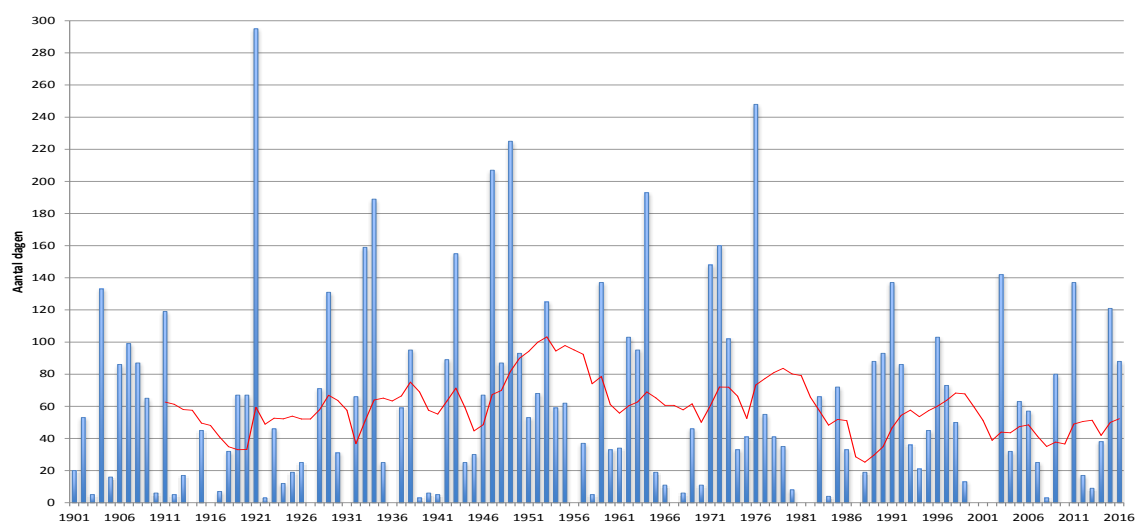


Figuur 2.13: Aantal dagen over het jaar met een afvoer > 7.000 m³/s sinds 1901.

Hoogwatersituaties en alle verschijnselen die daarmee gepaard gaan, komen de laatste tijd dus niet vaker voor dan vroeger. Dit beeld wijkt af van de verwachting dat de kans op extreem hoogwater als gevolg van de klimaatverandering juist toe zou nemen.

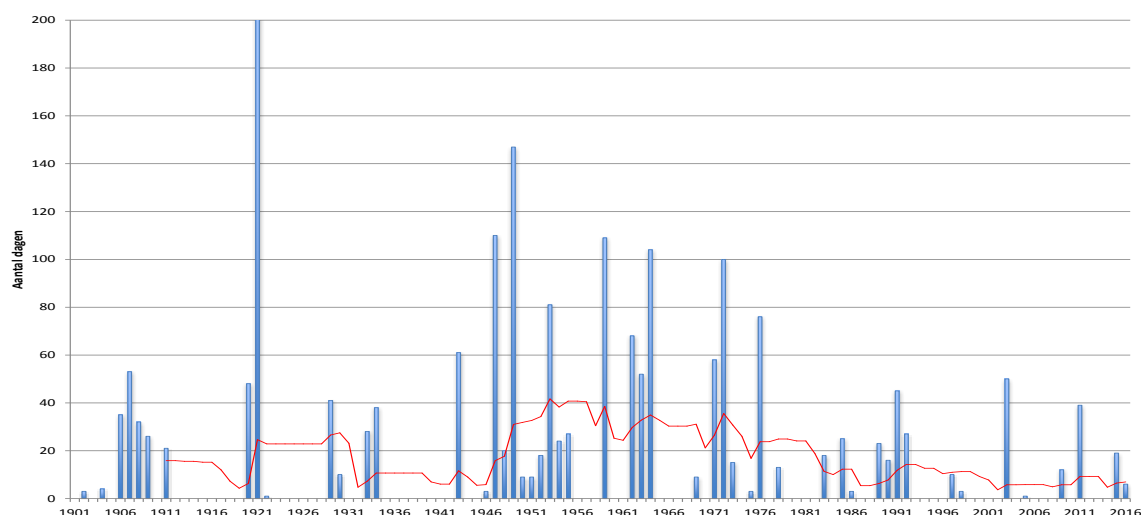
Lage afvoeren

Het aantal dagen per jaar met een lage afvoer (<1.300 m³/s) bedraagt gemiddeld 59. Evenals bij de hogere afvoeren zijn er grote verschillen tussen de jaren, zie figuur 2.14. Opvallend is dat perioden met langdurige lage afvoeren (jaren met meer dan 150 dagen met een afvoer <1.300 m³/s) niet meer zijn voorgekomen sinds 1976.



Figuur 2.14: Aantal dagen over het jaar met een afvoer < 1.300 m³/s sinds 1901 en het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde (rode lijn).

Het aantal dagen met een zeer lage afvoer (<1.000 m³/s) neemt sinds het midden van de vorige eeuw duidelijk af. Dit wordt veroorzaakt doordat er de laatste decennia meer jaren zijn dat de afvoer de 1000 m³/s niet wordt onderschreden en als het gebeurt, de onderschrijding minder lang duurt; zie figuur 2.15. Voor een deel komt dit door het ontbreken van langdurig koud winterweer en de daarbij vaak optredende droogte. Maar ook in de andere jaargetijden komen extreem lage afvoeren minder vaak voor dan vroeger. Dit komt omdat de droge perioden (de perioden dat er helemaal geen neerslag valt in het stroomgebied) tegenwoordig minder lang duren.

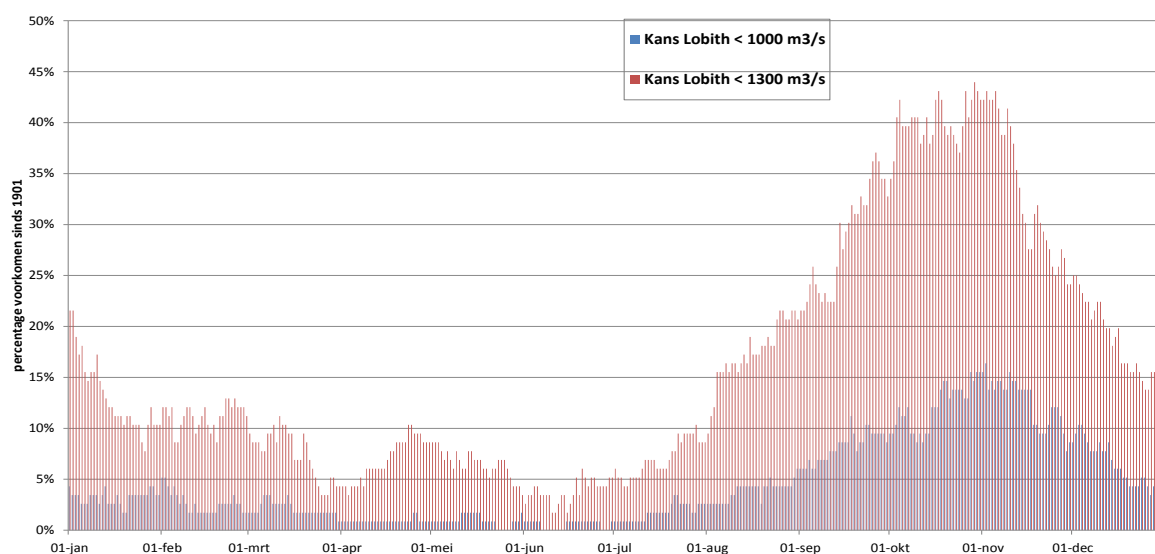


Figuur 2.15: Aantal dagen over het jaar met een afvoer < 1.000 m³/s sinds 1901 en het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde (rode lijn).

Laagwatersituaties en alle verschijnselen die daarmee gepaard gaan, komen de laatste tijd dus niet vaker voor dan vroeger; het tegendeel lijkt eerder het geval. Dit beeld wijkt af van de verwachting dat de kans op extreem laagwater als gevolg van de klimaatverandering juist toe zou nemen.

Kans op lage afvoer gedurende het jaar

Kenmerkend voor de Rijn is de relatief hoge afvoer tot ver in de zomer als gevolg van de smeltende sneeuw (in de voorzomer) en gletsjers (in de hoogzomer). De kans op lage afvoeren neemt daarom pas toe vanaf augustus (zie figuur 2.16), de piek ervan ligt rond half oktober en eind november neemt de kans weer snel af. De kans op lage afvoeren is de laatste decennia kleiner geworden, zoals we hier voor al zagen.



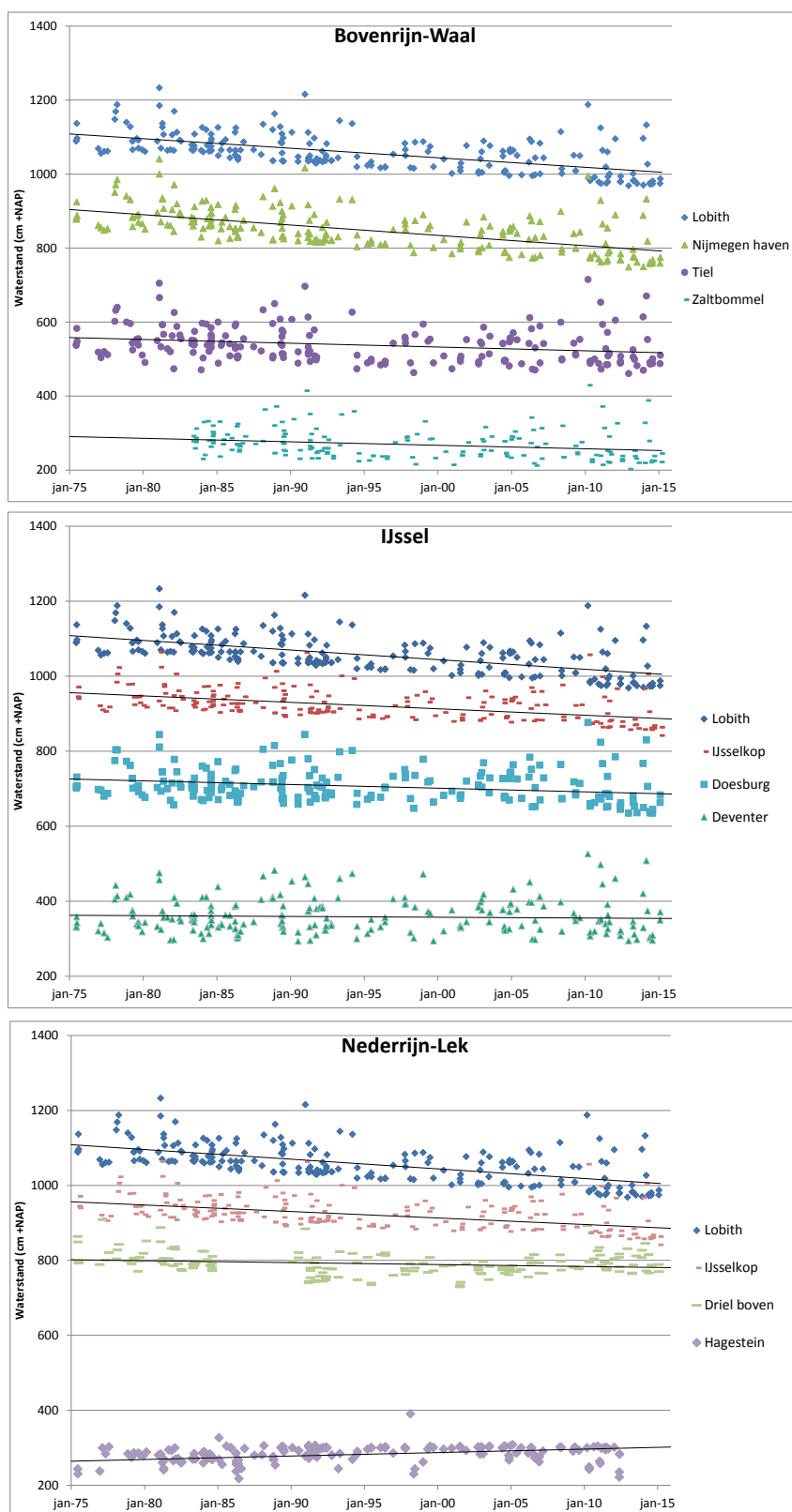
Figuur 2.16: Kans (percentage jaren sinds 1901) dat bij Lobith op een bepaalde dag in het jaar een afvoer onder 1.300 en 1.000 m³/s optreedt.

2.2.2 WATERSTANDEN

Gemiddelde waterstanden

De waterstanden in de Waal en de IJssel en in mindere mate de Nederrijn-Lek zijn een directe afgeleide van de afvoer; hoe hoger de afvoer, hoe hoger de waterstand. Door externe oorzaken (bodemerosie en rivierverruimende maatregelen) is de verhouding tussen de afvoeren en waterstanden wel aan veranderingen onderhevig. Globaal genomen zijn sinds 1901 in grote delen van het beschouwde riviertraject bij gelijke afvoeren de waterstanden steeds lager geworden. De ontwikkelingen in de afvoer van de rivier (zie 2.2.1) zijn daarom niet een op een in die van de waterstand om te zetten.

Voor een groot deel van de Nederlandse Rijn is vastgesteld dat de rivierbodem sinds 1900 ca. 2 m lager is komen te liggen (zie ook paragraaf 2.3.3). Stroomafwaarts langs de Waal neemt de mate van de bodemerosie langzaam af. Halverwege Tiel en Zaltbommel ligt het omslagpunt waarna geen bodemerisatie meer optreedt. Vanwege de bodemerisatie moet de waterstandduurlijn, waarmee de relatie tussen afvoer en waterstand is vastgelegd (ook wel Q-H-relatie genoemd) steeds worden bijgesteld. Zo is sinds 1980 de waterstand bij Lobith voor de afvoer van 1.000 m³/s gedaald van 7,73 m +NAP via 7,46 (in 1990) en 7,34 (in 2000) naar 7,22 (in 2014). Dat steeds vaker lagere waterstanden worden gemeten bij Lobith wil dus niet zeggen dat er steeds minder water passeert.

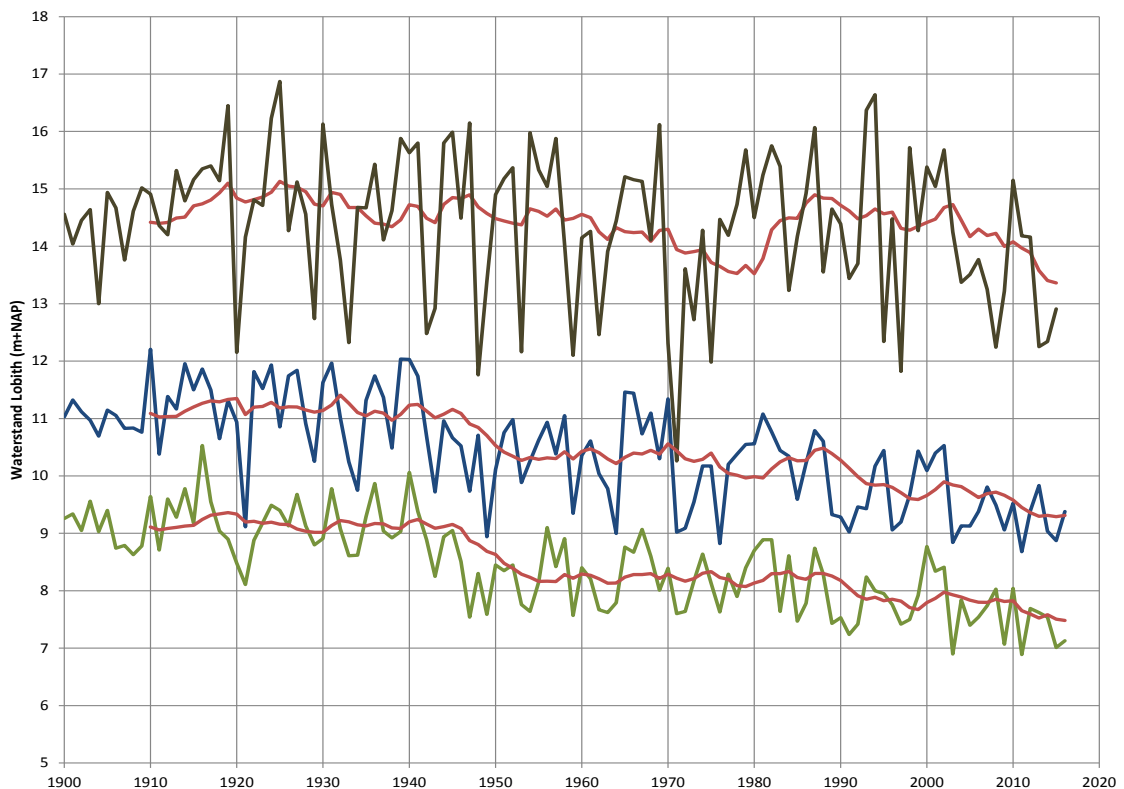


Figuur 2.17: Gemeten waterstanden (daggemiddelde in cm +NAP) in de periode 1975-2015 voor een afvoerrange rondom de gemiddelde afvoer (2.000-2.400 m³/s bij Lobith).

Ook rivierverruimende maatregelen hebben hun invloed op de waterstanden. De mate en de range waarbij deze ingrepen effect hebben, hangt af van het type maatregelen. Zo hebben langsdammen bij alle afvoeren invloed op de waterstanden, kribverlagingen vanaf ca. 1.500 m³/s en eenzijdig aangelegde nevengeulen (afhankelijk van de hoogte van de instroomdrempel) veelal vanaf ca. 4.000 m³/s. Langs de Waal zijn vooral kribverlagingen en langsdammen toegepast, die tot gevolg hebben dat de waterstanden bij alle afvoeren lager zijn geworden en de peilfluctuaties bij toenemende afvoer iets kleiner (orde 5 – 10 cm).

In figuur 2.17 is de ontwikkeling van de gemiddelde waterstanden weergegeven voor de periode 1975 t/m 2016. In de Bovenrijn-Waal laten alle lijnen een dalende trend zien, maar de daling neemt stroomafwaarts wel af. Hetzelfde geldt voor de IJssel. Hier is bij Deventer al vrijwel geen waterstands-daling meer zichtbaar. In de Nederrijn-Lek is vrijwel geen waterstands-daling opgetreden. Eerder zagen we dat de gemiddelde afvoer over deze periode nauwelijks was veranderd (zie figuur 2.9). De daling in de gemiddelde waterstand wordt dus geheel veroorzaakt door de bodemerrosie in het zomerbed.

In Lobith is de gemiddelde waterstand sinds 1900 met bijna 2 meter gedaald, zie figuur 2.18. De jaarlijkse dalafvoer volgt de lijn van het gemiddelde het meest duidelijk; de lage waterstanden worden dus het meeste beïnvloed door de bodemerrosie. De hogere waterstanden vertonen een minder duidelijke dalende trend. Hogere standen worden minder beïnvloed door de bodemhoogte van het zomerbed.



Figuur 2.18: Waterstanden bij Lobith voor de periode 1900-2016: jaarlijkse hoogste waterstand in het winterseizoen (bruine lijn), gemiddelde waterstand (blauwe lijn) en de jaarlijkse laagste waterstand (groene lijn) en voor elk het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde (rode lijn).

Hoge waterstanden

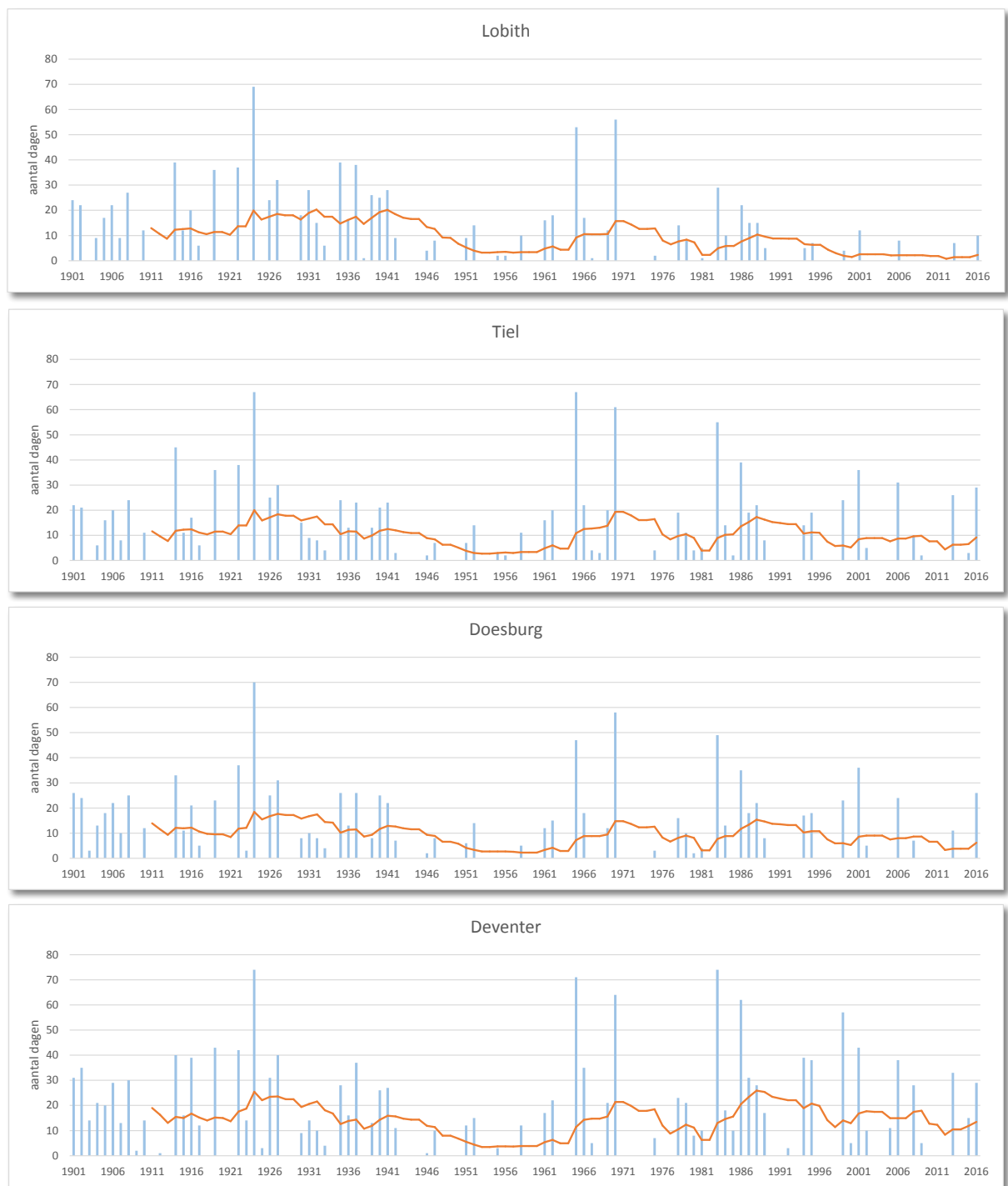
In figuur 2.19 is de ontwikkeling van het aantal dagen weergegeven dat de uiterwaarden geheel overstroomd. Bovenstrooms (bij Lobith) neemt dit aantal geleidelijk af, wat geheel toe te schrijven is aan de bodemerrosie. In de frequentie van het optreden van hoogwaters is namelijk geen duidelijke ontwikkeling zichtbaar, vgl. figuur 2.13. Op locaties verder stroomafwaarts langs de Rijntakken is het aantal dagen dat de uiterwaarden inunderen minder sterk afgenomen. In Doesburg is nog een kleine afname te zien, als gevolg van de bodemerrosie aldaar, maar in Tiel en Deventer is er vrijwel geen afname meer. Als gevolg van de bodemerrosie in de rivier treedt er dus een steeds sterkere differentiatie op in inundatiefrequentie tussen boven- en benedenstrooms. Inmiddels is de frequentie dat de uiterwaarden geheel overstroomd bovenstrooms al ca. drie- tot viermaal zo laag als benedenstrooms.



Figuur 2.19: Aantal dagen over het jaar sinds 1901 en het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde (rode lijn) dat de uiterwaarden vrijwel geheel overstroomd. Bij Lobith komt dit overeen met een waterstand $>14,40$ m +NAP, wat anno 2016 correspondeert met een Bovenrijnafvoer $> \pm 7.000$ m³/s. Bij Tiel komt dit overeen met een waterstand $>7,80$ m +NAP ($> \pm 5.500$ m³/s), bij Doesburg $>9,30$ m +NAP ($> \pm 5.900$ m³/s) en bij Deventer $>5,20$ m +NAP ($> \pm 4.600$ m³/s).

Hoge waterstanden in het voorjaar

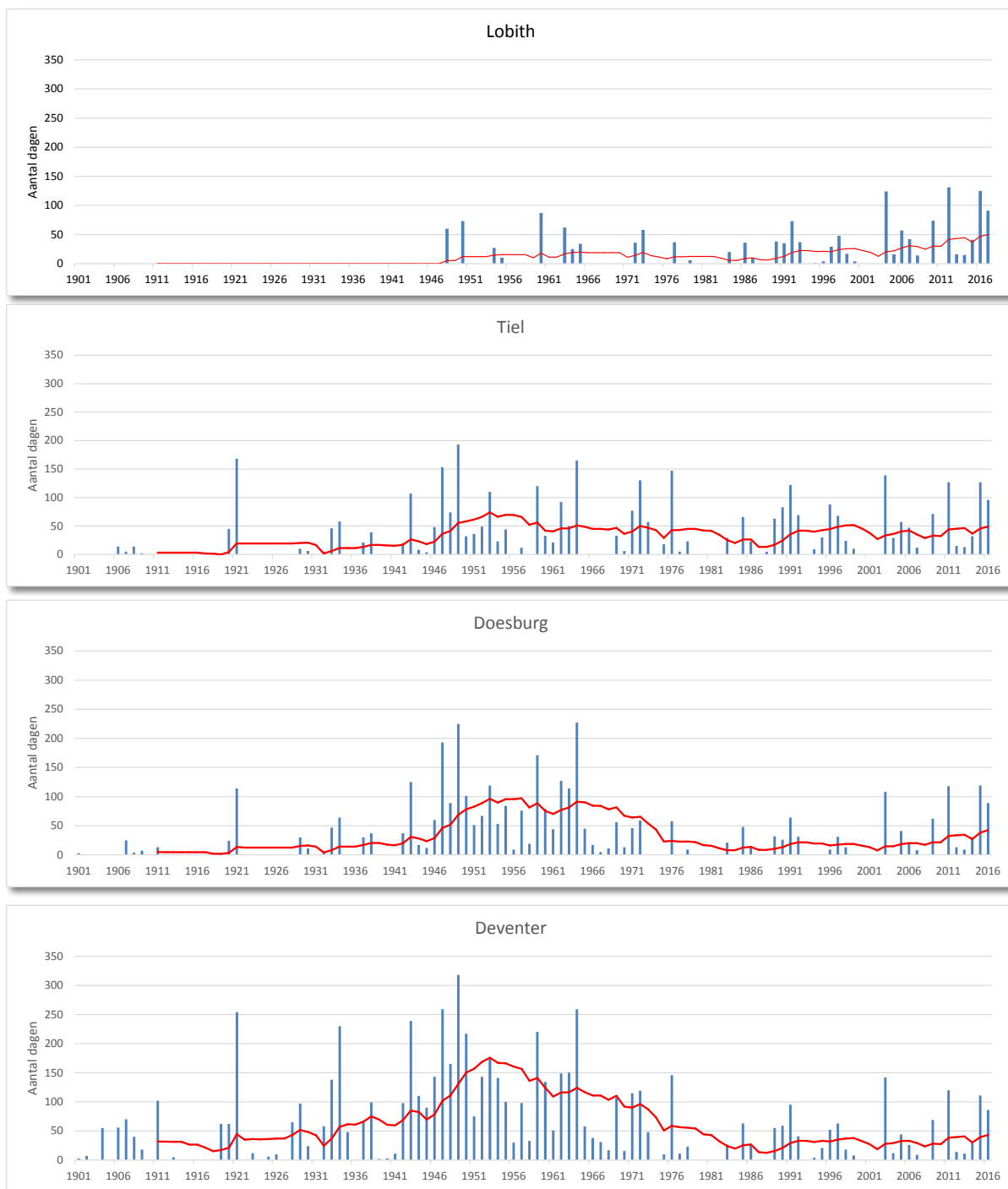
Veel soorten zijn afhankelijk van ondiepe overstromingsvlaktes en tijdelijke plas-dras situaties in het voorjaar (zie onder andere Kurstjens *et al.*, 2014). Hiervoor moet er contact zijn tussen de rivier en de uiterwaarden. In figuur 2.20 is de ontwikkeling van het aantal dagen aangegeven dat de uiterwaarden in het voorjaar juist overstroomd en de eerste lagere delen van de uiterwaarden inunderen. Net als bij de hoogste waterstanden valt op dat de frequentie waarmee de uiterwaarden in het voorjaar inunderen afneemt. Dit wordt niet veroorzaakt door het afnemen van de afvoeren (zie figuur 2.12), maar is ook het gevolg van de bodemerosie in het zomerbed.



Figuur 2.20: Aantal dagen over het jaar sinds 1901 en het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde (rode lijn) dat de lage uiterwaarden in de voorzomer overstroomd (april-juni). Bij Lobith komt dit overeen met een waterstand van $>12,30$ m +NAP, wat anno 2016 overeenkomt met een Bovenrijnafvoer $> \pm 4.500$ m³/s. Bij Tiel komt dit overeen met een waterstand $>6,40$ m +NAP ($> \pm 3.600$ m³/s), bij Doesburg $>8,10$ m +NAP ($> \pm 4.000$ m³/s) en bij Deventer $>4,00$ m +NAP ($> \pm 3.200$ m³/s).

Bij de andere meetstations langs de Waal en de IJssel is de afname in het aantal dagen minder groot. Bij Doesburg is nog wel een geringe afname zichtbaar, hier is de bodemerrosie nog relatief groot; bij Tiel en Deventer is er geen afname zichtbaar.

In de laatste twee decennia waren 1999, 2001, 2006, 2013 en 2016 jaren met langere periodes met hoge waterstanden in de voorzomer. Bij Lobith zijn dit de enige jaren dat delen van de uiterwaarden nog inundeerden, bij Tiel en met name Deventer gebeurde dat ook nog wel in enkele tussenliggende jaren.



Figuur 2.21: Aantal dagen over het jaar sinds 1901 en het 11-jarig voortschrijdend gemiddelde (rode lijn) met lage waterstanden. Bij Lobith komt dit overeen met een waterstand < 8,00 m +NAP, wat anno 2016 overeenkomt met een Bovenrijnafvoer < $\pm 1.300 \text{ m}^3/\text{s}$. Bij Tiel komt dit overeen met een waterstand < 3,20 m +NAP, bij Doesburg met < 5,20 m +NAP en bij Deventer < 2,05 m +NAP. N.B. In 1947 kwam de waterstand bij Lobith voor het eerst onder de 8,00 m +NAP.

Lage waterstanden in het groeiseizoen

Ook jaren met veel laagwater in het groeiseizoen zijn relevant voor de ecologie. Grote delen van de kribvakken en wateren in de uiterwaarden kunnen dan uitdrogen, waardoor waterplanten en macrofauna minder goed tot ontwikkeling komen. Voor de ontwikkeling van waterplanten in de uiterwaarden kan droogval ook gunstig uitpakken (van Geest, 2005).

Verspreid over de hele meetperiode komen regelmatig jaren voor met (langdurige) lage waterstanden in het groeiseizoen. In Lobith er is sprake van een duidelijke toename, zie figuur 2.22. Deze toename komt geheel op het conto van de bodemerosie, omdat we eerder zagen dat de laagste afvoeren juist

minder vaak voorkomen (zie figuur 2.15). Verder stroomafwaarts langs de Waal en de IJssel, waar de bodemerosie minder groot is, is de toename in lage waterstanden niet zichtbaar (Tiel) of minder groot. Bij de IJssel valt op dat het aantal dagen met lage waterstanden sinds 1970 duidelijk is afgenomen. Dit is het gevolg van de stuw bij Driel, waardoor vooral bij lage afvoeren een groter aandeel van het Rijnwater via de IJssel is gaan stromen. Bij Deventer is het verschil nog groter dan bij Doesburg omdat hier ook weinig bodemerosie is opgetreden.

In de laatste twee decennia waren 2003, 2011 en 2015 jaren met een groot aantal dagen met laagwater. Het jaar 2003 was daarvan het meest uitzonderlijk omdat toen ook veel dagen met een waterstand onder de 7,5 m +NAP zijn voorgekomen, wat overeenkomt met een afvoer onder de 1.000 m³/s.

Lage waterstanden en het effect op de grondwaterstand

Bij lage waterstanden is de grondwaterstroom vanuit de uiterwaarden sterk naar de rivier gericht. Langdurig lage waterstanden leiden tot verdroging van de uiterwaarden en uitdroging van ondiepe wateren, ook die wateren die niet met de rivier in verbinding staan. Op diverse plaatsen is dan ook een daling van de grondwaterstand in de uiterwaarden waargenomen. Zo daalde de gemiddelde grondwaterstand in de Groenlanden nabij Nijmegen tussen 1984 en 2000 met ca. 35 cm (Kurstjens, 2015). De daling van de grondwaterstand wordt mogelijk nog versterkt door het uitblijven van hoogwaters sinds 2003: tijdens hoogwaterperioden wordt het grondwater onder de uiterwaarden aangevuld.

2.2.3 EVENTS

In deze paragraaf worden een aantal events besproken die in de verschillende riviertakken zijn opgetreden en die vanwege de afwijkende hydrodynamiek of morfodynamiek mede bepalend kunnen zijn geweest voor het ecologische functioneren van de rivier. De events zijn gerangschikt van recent naar minder recent, waarbij er verder terug in de tijd alleen de grote gebeurtenissen worden besproken.

2016

De gehele maand juni viel op door zijn hoge afvoeren. Gemiddeld bedroeg de afvoer in die maand ca. 4.500 m³/s, hetgeen tweemaal de normale hoeveelheid is. Het gevolg was dat het zomerbed de hele maand 'bankfull' stond en de lagere delen van de uiterwaarden juist overstroomden.

2015

De gehele periode van juli t/m november werd gekenmerkt door continu lage afvoeren, tussen de ca. 1.000 en 1.300 m³/s. Er viel juist voldoende neerslag om extreem lage afvoeren te voorkomen, maar er was geen enkele onderbreking.

2014

Het gehele voorjaar van maart t/m juni was bijzonder door de lage afvoeren; de zomer daarentegen was nat en viel op door relatief hoge afvoeren.

2013

In juni was ervoor het eerst sinds ca. 30 jaar een zomerhoogwater. De afvoer bij Lobith steeg tot boven de 6.000 m³/s en de waterstand lag 4 m boven het gemiddelde voor juni. Grote delen van de uiterwaarden overstroomden; alleen de hoger bekade uiterwaarden bleven droog.

2011

In januari was er een groot hoogwater, met een afvoer van ruim 8.200 m³/s, waarbij de uiterwaarden geheel overstroomden. Het hoogwater van 2011 was het enige hoogwater van boven de 7.000 m³/s in de periode 2003-2016 en de enige keer in deze periode dat de uiterwaarden geheel zijn overstroomd (ook de hoog bekade delen). Meteen na het hoogwater brak een langdurige droge periode aan die voortduurde tot half juni. Vooral in april en mei leidde dat tot zeer lage afvoeren (ca. 850 m³/s) en veel droogvallende geulen in de uiterwaarden. Vanaf half juni viel er voldoende neerslag en de rest van het jaar lag de waterstand weer rond het gemiddelde.

2007

In augustus was er de enige hoogwaterpiek van enige omvang (ruim 4.500 m³/s) die sinds 1901 in augustus is opgetreden.

2003

Begin januari was er een groot hoogwater met een afvoer van ruim 9.000 m³/s. Dit jaar kende daarna een zeer droog voorjaar en droge zomer. De waterstand bleef de hele periode van maart t/m half

oktober (ver) onder de normale waarde. In augustus en september lag de afvoer langdurig onder de 1.000 m³/s.

1993-2003

Deze periode kenmerkt zich door een relatief groot aantal grote hoogwaters. In 1993 en 1995 werden ook bijna recordstanden bereikt en de hoge afvoeren leidden toen ook tot grootschalige morfologische processen in de rivier en in de uiterwaarden (zandoverslag, kleiafzettingen en lokaal erosie).

1978-1988

Deze periode valt op door de hoge frequentie van zomerhoogwaters. In '78, '80, '83, '84, '86 en '87 waren er zomerhoogwaters (boven 4.500 m³/s) waarbij delen van de uiterwaarden overstromden.

1971 – 1976

Deze periode valt op door de vaak lage afvoeren en het ontbreken van grote hoogwaters. 1976 was het jaar met de op een na laagste gemiddelde zomerafvoer (op 1921 na) en het jaar met de op 2 na laagste gemiddelde afvoer (na 1949 en 1921). Het jaar wordt vaak als referentie gebruikt voor een zeer droog jaar.

1965 – 1970

De zeer droge periode van 1971-1976 werd voorafgegaan door een periode die juist opviel door zeer hoge gemiddelde afvoeren. Drie van de vier jaren met een gemiddelde afvoer boven 3.000 m³/s vallen in deze periode. 1965 is ook het jaar met de hoogste gemiddelde zomerafvoer (ca. 3.350 m³/s).

2.3 MORFOLOGIE

2.3.1 TRANSPORT VAN SLIB, ZAND EN GRIND

Met het water mee wordt door de Rijn ook sediment vervoerd. Dit sediment varieert van fijn slib tot grof grind. De fijnere fractie zweeft in het water en wordt over grote afstanden getransporteerd. Zo kan slib tijdens een periode van verhoogde afvoer vanuit het hele stroomgebied door de Rijn tot in Nederland gevoerd worden. De slibfractie is het grootst tijdens hoogwaterperiodes. Een deel van het slib wordt dan ook tot in de uiterwaarden gevoerd, waar het neerslaat op plekken waar de stroming stil valt. Als de afvoer na het hoogwater terugvalt, zakt een deel van het slib ook uit in de rustigere gedeelten van het zomerbed, om bij een volgend hoogwater weer opgepakt te worden. Slib dat tijdens hoogwater in de uiterwaarden is bezonken, worden bij een volgend hoogwater zelden opnieuw door het water opgenomen, daarvoor is de erosieve kracht van het water te gering.

De zandfractie in de rivier is ook voor een groot deel vanuit het stroomgebied afkomstig, maar een deel heeft ook een lokale herkomst, bijvoorbeeld doordat de rivierbodem zich ieder jaar 1 tot 2 cm in de ondergrond insnijdt, zie ook paragraaf 2.3.3. Zand wordt vooral over de bodem getransporteerd. Het stuitert over de bodem; naarmate de afvoer toeneemt, wordt een steeds groter deel in de waterkolom opgenomen. Bij hoge afvoeren wordt veel zand afgezet op de stranden langs de rivier en op de oeverwal tot lagen van enkele decimeters dik bij zeer hoge afvoeren. Als de afvoer afneemt, valt een groot deel van het zandtransport weer stil, op het bodemtransport in het zomerbed na.

In de snel stromende delen van de Waal en de IJssel wordt tijdens perioden met hogere afvoer ook grind getransporteerd. Het gaat vooral om bodemtransport, waarbij de korrels over de bodem schuiven. De verplaatsingen zijn nooit groot en de meest grove fractie wordt waarschijnlijk niet eens verplaatst. Deze fractie is bloot gespoeld als gevolg van de bodemerosie en vormt een afpleisterlaag op de bodem. In de binnenbochten van de snelstromende delen van de Waal en de Boven-IJssel kan grind door de spiraalstroom tot op de stranden en zelfs tot op de oeverwal worden afgezet. De platte stenen komen daarbij het hoogst, omdat deze vanwege het grote oppervlak het makkelijkst door de stroom worden vervoerd.

2.3.2 SEDIMENTHOEEVEELHEDEN

In het tijdvak 1990-2000 werd via de Bovenrijn per jaar gemiddeld 570.000 (+/- 420.000) m³ zand Nederland binnen gevoerd. Daarvan stroomt het grootste deel verder via de Waal, zie tabel 2.5. Naast zand wordt ook veel slib aangevoerd: tussen 1990 en 2000 kwam 3,21 Mton slib via de Bovenrijn het land binnen.

Onderweg zijn de hoeveelheden aan veranderingen onderhevig. Door erosie, van voornamelijk de

bedding van het zomerbed in de Boven- en Midden-Waal, het Pannerdensch Kanaal en de Boven-IJssel, neemt het volume aan zand in benedenstroomse richting toe, terwijl verderop het volume van zowel zand als slib naar benedenstrooms afneemt als gevolg van sedimentatie. Sedimentatie vindt vooral plaats tijdens hoogwaters: op de oeverwal (zand), in de uiterwaardvlakte (slib) en in mindere mate in de rivier zelf (zand en lokaal slib) (zie tabel 2.5 voor de zandbalans).

Tabel 2.5: Zandhuishouding in de Rijntakken gebaseerd op metingen in de periode 1990-2000 (bron: Rijkswaterstaat, 2012).

	Bovenrijn	Waal	Pannerdensch kanaal	Nederrijn-Lek	IJssel
In bovenstrooms	570.000 (+/- 422.000)	505.000 (+/- 375.000)	70.000 (+/- 60.000)	60.000 (+/- 57.000)	37.000 (+/- 35.000)
Erosie bodem	12.000	264.000	38.000	0	0
Baggeren	4.000	140.000	0	0	0
Sedimentatie bodem	0	0	0	0	31.000
Sedimentatie oeverwal	1.000 (+/- 200)	53.000 (+/- 8.000)	2.400 (+/- 300)	8.000 (+/- 1.000)	10.000 (+/- 1.500)
Uit benedenstrooms	577.000 (+/-435.000)	587.000 (+/-428.000)	97.000 (+/-92.000)	115.000 (+/-109.000)	0

De mate van sedimenttransport is sterk afhankelijk van de afvoer. In jaren met een hoge gemiddelde afvoer wordt tot 50% meer getransporteerd dan in jaren met een lage gemiddelde afvoer. Binnen een jaar zien we dat vooral tijdens hoogwaterpieken het transport erg groot is. Zo werd tijdens de hoogwaterperiode van 1995 ca. 250.000 m³ zand via de Bovenrijn aangevoerd; d.w.z. ca. 40% van het jaartotaal.

Tijdens hoogwaterperioden vindt er veel uitwisseling plaats tussen het zomerbed en de kribvakken en de oevers. De stroomsnelheid is dan het grootst en er wordt relatief veel zand in de kribvakken en op de oeverwal afgezet

Op de stranden langs de rivier en in de kribvakken breekt, als de rivierafvoer afneemt, een periode van erosie aan. Scheepvaartgolven zorgen dan voor het opwervelen van het zand, waarna een deel van het zand met het water wordt teruggevoerd naar de rivier zelf. De kribvakken zijn dus een soort van tussenstation voor het zand, dat gevuld wordt tijdens hoge afvoeren en weer langzaam leegloopt tijdens lage afvoeren. Ten Brinke (2004) heeft berekend dat jaarlijks ca. 85.000 m³ zand vanuit de kribvakken erodeert en naar de vaargeul wordt verplaatst. Hiervan is ca. 70% afkomstig van de rechter oever en 30% van de linker. Dit verschil is zo groot omdat er door de langs de zuidelijke oever opvarende schepen meer erosie wordt veroorzaakt. Aangezien er sinds 2003 maar weinig dagen waren dat de rivier bankfull stond of de uiterwaarden overstromden (zie figuur 2.11 en 2.12) zal er vanuit de kribvakken de laatste 10-15 jaar veel meer sediment zijn verdwenen dan er aangevoerd is. Hiervan zijn vooralsnog geen metingen bekend.

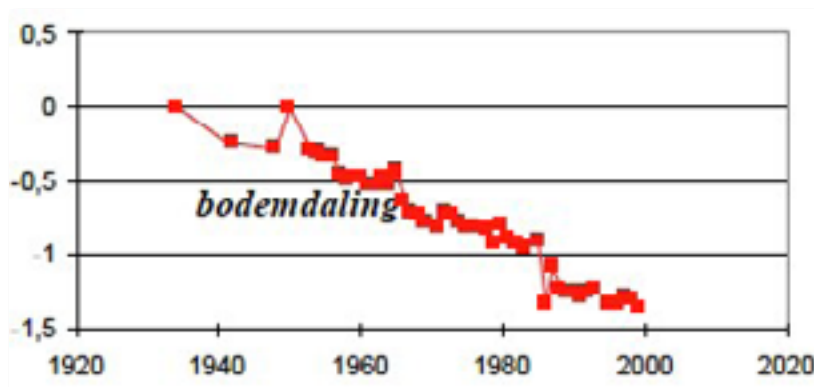
De fijnste fractie van het sediment dat door het water wordt meegevoerd is slib: het zweeft in het water en wordt over grote afstanden meegevoerd. Tijdens lager dan gemiddelde afvoeren is het volume dat getransporteerd wordt gering (10-30 g/m.s¹). Er wordt dan maar weinig slib vanuit de zijbeken naar de rivier gevoerd. Zodra de afvoer stijgt, neemt de hoeveelheid slib in het water sterk toe tot waarden die op kunnen lopen tot 1.200 g/m.s bij een Bovenrijnafvoer van 6.000 m³/s.

Sedimentatie van slib vindt alleen plaats op plaatsen waar de stroomsnelheid vrijwel geheel stilvalt. Dit is het geval in: uiterwaarden achter de oeverwal (tijdens een overstroming), kribvakken die gedeeltelijk van de rivier zijn afgeschermd, diepere (zandwin)plassen, eenzijdig aangetakte nevengeulen (vanaf het moment dat de doorstroming er stilvalt), havens en gestuwde trajecten van de rivier (als de stroming hier stilvalt). Een deel van het slib wordt bij toenemende afvoeren weer opgenomen en verder gevoerd, maar slib dat in de uiterwaarden is afgezet of in diepe plassen is bezonken zal niet meer opgenomen kunnen worden door de rivier (en wordt klei).

1 g/m.s is een maat waarmee het gewicht wordt aangegeven dat per tijdseenheid een bepaalde afstand aflegt.

2.3.3 BODEMEROSIE

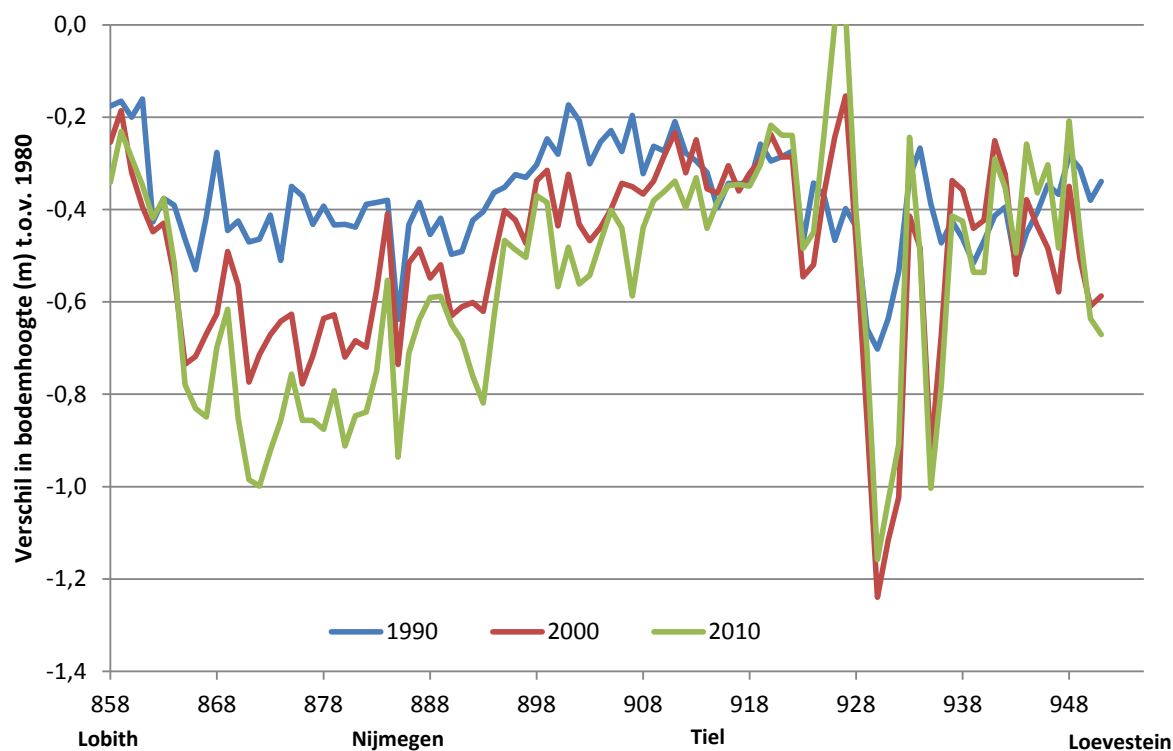
In paragraaf 2.2.2 is al aandacht besteed aan de steeds lager wordende waterstanden in delen van het rivierengebied als gevolg van de bodemerrosie in het zomerbed. Doordat de erosieve kracht van het water zich, sinds de vastlegging van de rivier met kribben en langsdammen, alleen kan richten op de bodem, snijdt de rivier zich al ruim een eeuw in. In figuur 2.22 is de verandering van de bodemhoogte van de Bovenrijn nabij Lobith weergegeven tussen 1940 en 2000. In 60 jaar is de bodem hier bijna 1,5 meter gezakt; dit komt overeen met een daling van bijna 2,5 cm per jaar. De plotselinge verlaging die rond 1985 is opgetreden in de Bovenrijn en de Waal heeft ook te maken met intensief baggerwerk dat toen is uitgevoerd. Sinds 1990 is het baggerregime aangepast en wordt opgebaggerd materiaal ook weer teruggestort in de rivier (zie paragraaf 6.4). De daling van de bodemhoogte van het zomerbed is sindsdien enigszins afgezwakt.



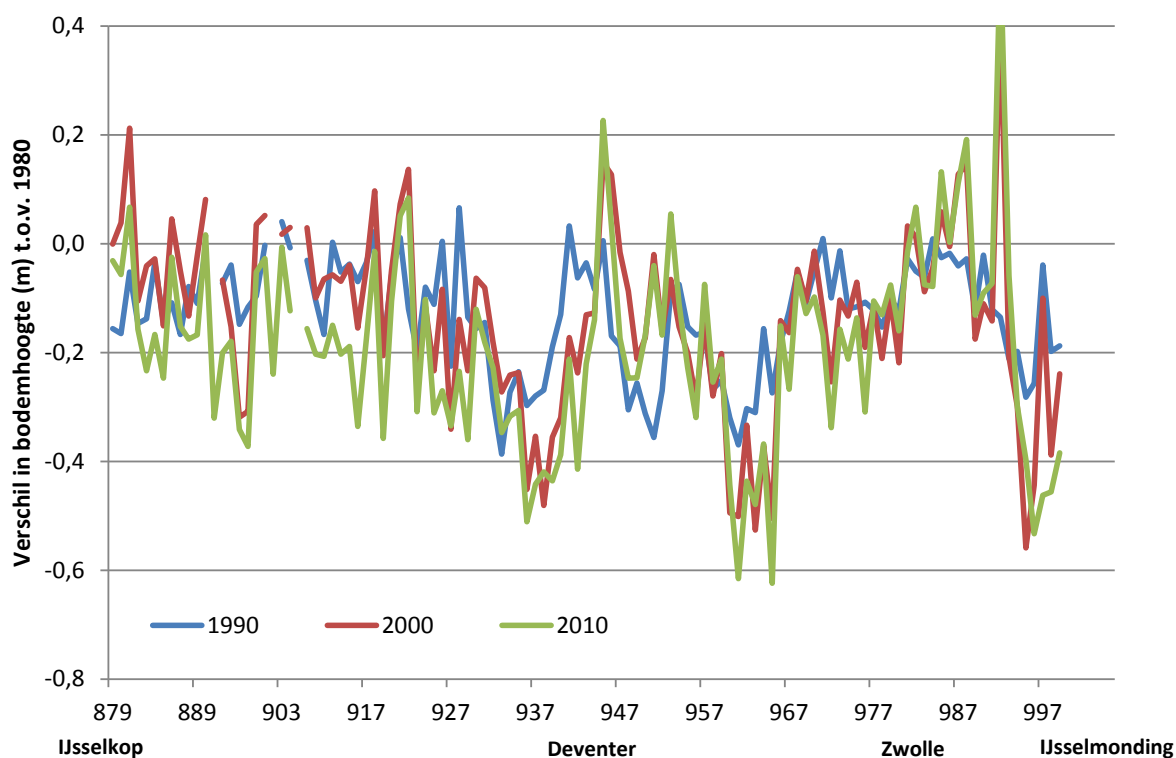
Figuur 2.22: Verandering in bodemhoogte van de Bovenrijn bij Lobith (in meters).

In de Waal is de bodemerrosie het grootst in het meest bovenstroomse deel en bedraagt hier ca. 2,5 cm per jaar. In de periode tussen 2000 en 2010 is de erosie duidelijk minder groot geweest dan in de periode ervoor. Dit kan te maken hebben met de veranderde wijze van baggeren, maar het kan ook het gevolg zijn van het geringe aantal dagen met een hoge afvoer in vergelijking tot de twee eerdere perioden (zie figuur 2.12 en 2.13). In de Midden-Waal ter hoogte van Druten (km 900) is er nog steeds erosie, maar deze is ongeveer de helft zo groot als in de Bovenrijn. Voorbij Zaltbommel (km 935) is er tussen 1980 en 1990 nog wel enige erosie geweest, maar daarna niet meer (zie figuur 2.23). De erosie tussen 1980 en 1990 in het benedenstroomse deel is waarschijnlijk het gevolg van baggerwerk.

De IJssel (zie figuur 2.24) is tegenwoordig over vrijwel het hele traject een licht eroderende rivier. Er zijn enkele uitschieters, zoals de omgeving van Deventer en nabij Wijhe, waar de bodem tussen 1980 en 1990 vrij sterk daalde, maar nu rustiger is. Benedenstrooms van Zwolle is er op een kort traject sprake van sedimentatie. Voorafgaand aan de hier afgebeelde periode waren er nog grote verschillen tussen boven- en benedenstrooms. Zo daalde de bodem in de Boven-IJssel sterk als gevolg van de bochtafsnijdingen die nabij Doesburg zijn uitgevoerd. Hierdoor nam het verhang en daarmee de stroomsnelheid toe over dit traject. Ook is sinds 1970 de stuw bij Driel in gebruik, waardoor er meer water over de IJssel wordt gevoerd. De effecten van deze ingrepen op de bodemligging zijn nu groten-deels uitgewerkt.

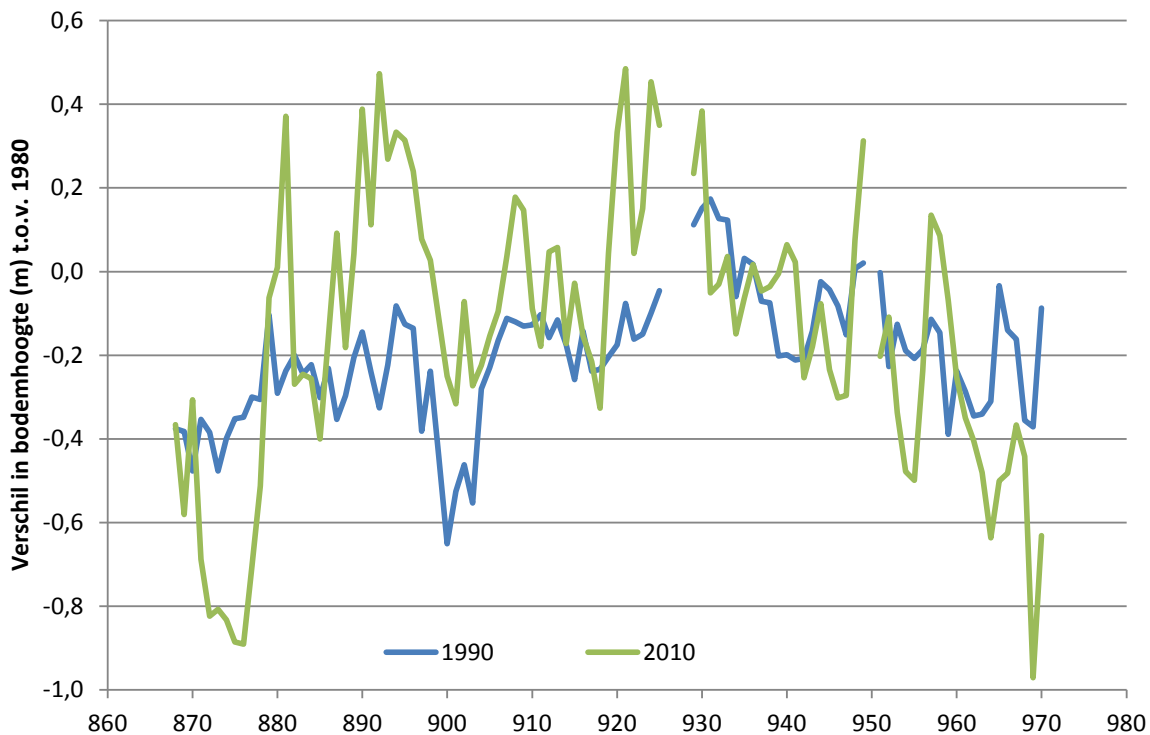


Figuur 2.23: Verschil in bodemhoogte zomerbed (m) ten opzichte van 1980 (decennium-gemiddelden) voor de Bovenrijn-Waal van bovenstrooms (links) naar benedenstrooms (rechts).



Figuur 2.24: Verschil in bodemhoogte zomerbed (m) ten opzichte van 1980 (decennium-gemiddelden) voor de IJssel van bovenstrooms (links) naar benedenstrooms (rechts).

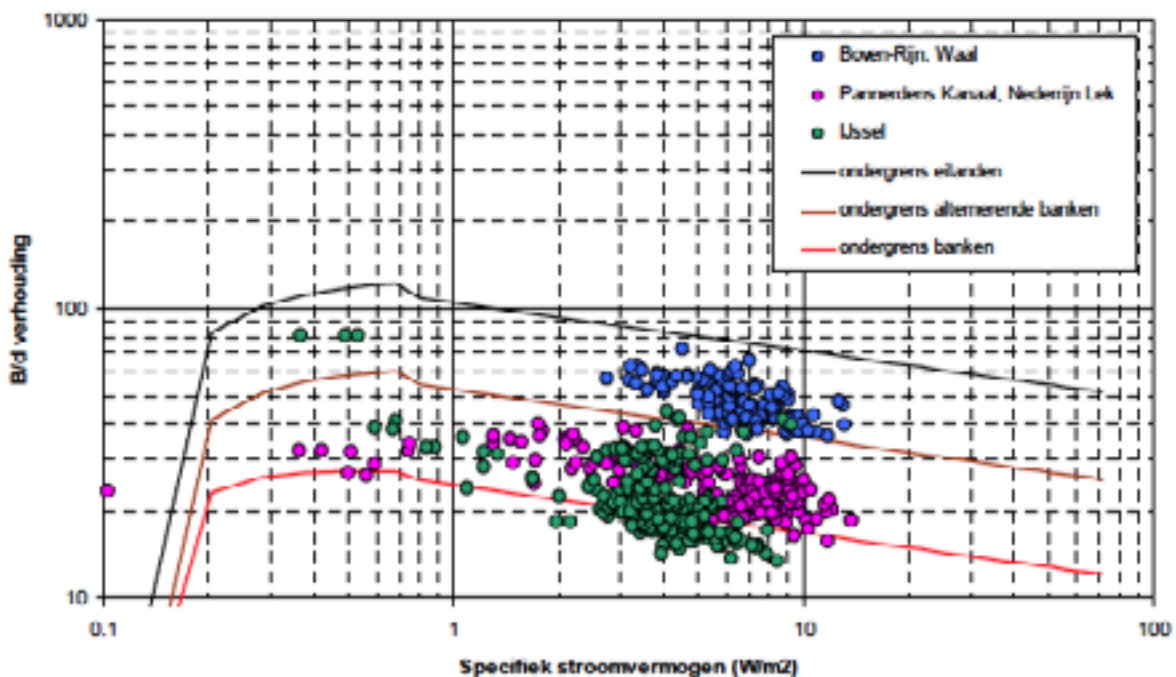
In het Pannerdensch Kanaal (figuur 2.25) is de bodemerosie tot aan de afsplitsing van de IJssel met 3,5 tot 4 cm per jaar nog wat groter dan in de Bovenrijn. De Nederrijn-Lek was tussen 1980 en 1990 overwegend een eroderende rivier, het meest in het traject tussen Driel en Wageningen. Sinds 1990 is de erosie in de Nederrijn-Lek echter sterk verminderd en is er, vooral bovenstrooms van de stuwen, ook sprake van sedimentatie.



Figuur 2.25: Verschil in bodemhoogte zomerbed (m) ten opzichte van 1980 (decennium-gemiddelden) voor het Pannerdensch Kanaal en de Nederrijn-Lek van bovenstrooms (links) naar benedenstrooms (rechts).

2.3.4 MORFODYNAMIEK

De hoeveelheid energie die in de rivier aanwezig is, kan worden weergegeven met het stroomvermogen. Het stroomvermogen is de afname van de potentiële energie van een rivier per lengte-eenheid (W/m). Deze wordt voornamelijk bepaald door het debiet en het verhang en het is een maat voor het vermogen van een rivier om sediment te eroderen en te transporteren, hetgeen resulteert in morfologische veranderingen.



Figuur 2.26: Classificatie van de drie bestudeerde Rijntakken op grond van de relatie tussen de breedte/diepte-verhouding en het specifiek stroomvermogen (Middelkoop et al., 2003).

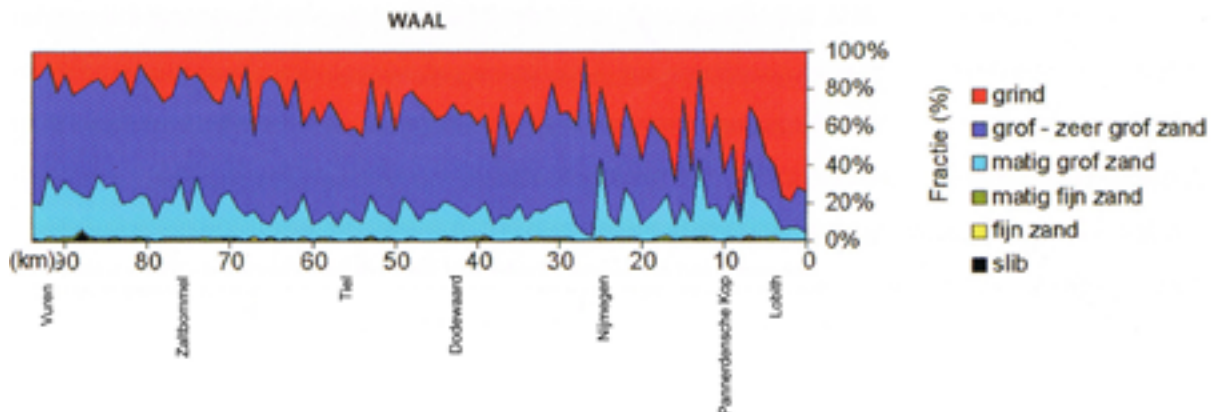
De sterkte van de stroming wordt het best aangegeven met het stroomvermogen per eenheid van geulbreedte, het specifiek stroomvermogen (W/m^2). In figuur 2.26 is het specifiek stroomvermogen voor de Rijntakken uitgezet tegen de breedte/diepte-verhouding (B/d). De meetpunten langs de Waal liggen alle bovenin het spectrum, wat wijst op een dynamisch karakter. De IJssel kent de grootste variatie: enkele punten uit de Boven-IJssel zijn vergelijkbaar qua dynamiek met de Waal, terwijl de Beneden-IJssel juist heel weinig dynamisch is. De Nederrijn-Lek is over de hele lengte ongeveer even dynamisch. In vergelijking met de historische situatie zijn alle riviertakken minder dynamisch geworden, omdat de B/d-verhouding kleiner is geworden. Eén van de consequenties van de positie van de Waal in dit spectrum is dat zandbanken hier, in theorie, ook in de rechte trajecten kunnen ontstaan, terwijl dat langs de IJssel en de Nederrijn-Lek alleen in de binnenbochten het geval is.

2.3.5 KORRELGROOTTEVERDELING

De samenstelling van het sediment in het zomerbed van de verschillende riviertakken verschilt sterk van plaats tot plaats. In grote lijnen laten alle drie de riviertakken een zelfde beeld zien: van relatief veel grof materiaal (grind) bovenstrooms naar fijner bodemmateriaal (zand en slib) benedenstrooms. In het hele traject van alle drie de Rijntakken blijft er zelfs altijd nog een kleine fractie grind in het bodemmateriaal aanwezig.

Bovenrijn-Waal

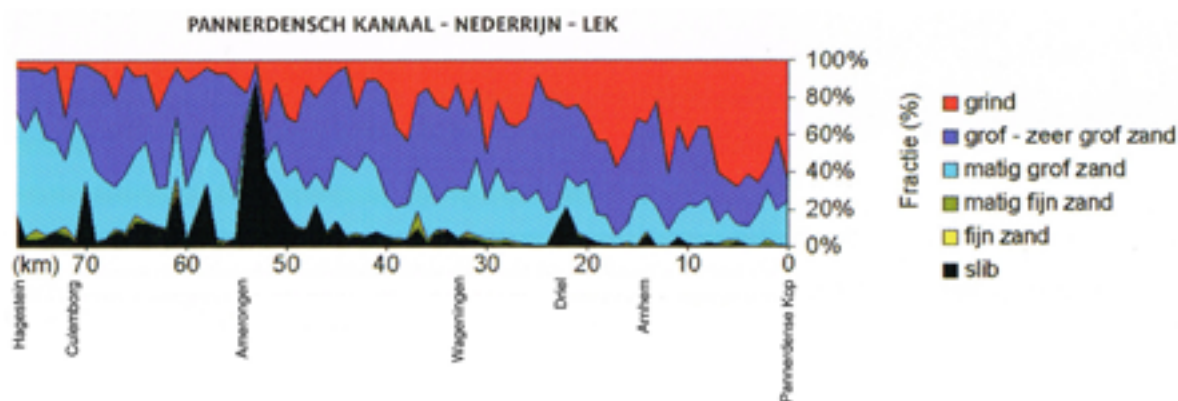
In de Bovenrijn bestaat de bodem voor meer dan 75% uit grind en voor de rest uit grof zand. Vanaf de Pannerdensch Kop neemt het grindaandeel af tot ca. 50% om daarna in stroomafwaartse richting heel langzaam verder af te nemen. Tot geheel benedenstrooms bestaat de bodem altijd nog voor ca. 20% uit grind. Naarmate in het traject van de Waal de grindfractie langzaam afneemt, neemt de fractie van grof zand gestaag toe. Fijn zand komt in het zomerbed niet of nauwelijks voor; het is vooral zeer tot matig grof zand.



Figuur 2.27: Korrelgrootteverdeling van het bodemoppervlak van Bovenrijn en Waal (ten Brinke, 2004).

Nederrijn-Lek

De bodem van Nederrijn en Lek vertoont voor wat het grind betreft een zelfde beeld als de Waal. Bovenstrooms is het aandeel grind tot 60%, om na de splitsing van de IJssel (bij km 10) af te nemen naar ca. 40% en vervolgens gestaag verder naar ca. 5% geheel benedenstrooms. Het aandeel grof zand schommelt tussen de 40 en 80%, waarbij het aandeel zeer grof zand eerst toeneemt om later weer af te nemen ten gunste van matig grof zand. In de bodem van de Nederrijn-Lek komt ook vrij veel slib voor; dit is het gevolg van het gestuwde karakter. De pieken in het slibvoorkomen liggen voor de stuwen, maar ook bij de kruising van het Amsterdam-Rijnkanaal.

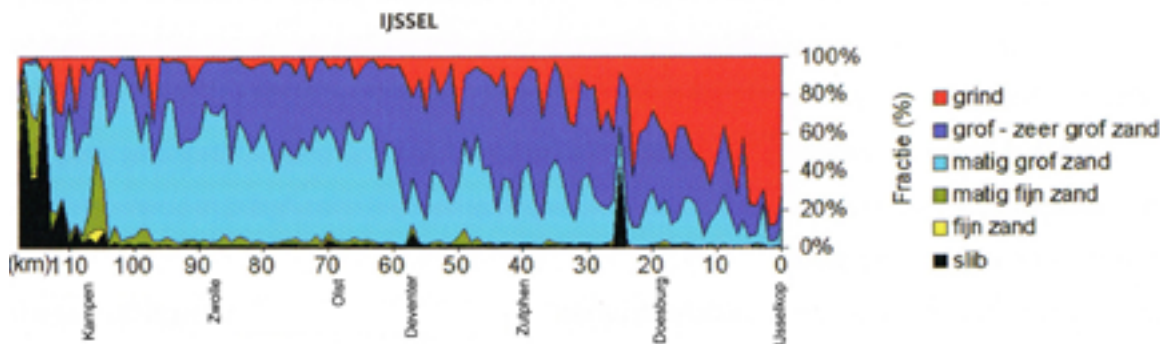


Figuur 2.28: Korrelgrootteverdeling van het bodemoppervlak van Nederrijn-Lek (ten Brinke, 2004).

IJssel

De bodem van de Boven-IJssel bestaat voor een groot deel uit grind, waarbij het water ook zand en grind van de stuwwal aansnijdt. Voorbij Doesburg neemt de grindfractie vrij snel af tot enkele procenten stroomafwaarts van Deventer. In het laatste traject is er weer een beperkte toename van de grindfractie tot ca. 20% nabij Kampen, op de plaats waar de bodem van de IJssel nogmaals een uitloper van de Veluwe aansnijdt. Net als bij de Nederrijn-Lek neemt de fractie grof zand eerst toe (tot ca. 70% bij Deventer), om daarna weer gestaag af te nemen. Van boven- naar benedenstrooms neemt de fractie matig grof zand gestaag toe en vanaf Deventer is er ook een bescheiden aandeel matig fijn zand. Anders dan bij de andere Rijntakken wijkt het laatste traject van de IJssel duidelijk af; de fractie slib en fijn zand neemt hier sterk toe tot ca. 70%. Dit is in het deel waar de waterstanden in de IJssel maar weinig fluctueren en de stroomsnelheden beperkt zijn, ook bij hoge afvoeren.

Voor alle riviertakken geldt dat het sediment dat tijdens een hoogwater op de oever wordt afgezet niet dezelfde korrelgrootteverdeling heeft als het materiaal in het zomerbed. Het zijn vooral de fijnere korrels (matig fijn zand) die door de stroming tot op de oever worden gevoerd.



Figuur 2.29: Korrelgrootteverdeling van het bodemoppervlak van de IJssel (ten Brinke, 2004).

Veranderingen in korrelgrootteverdeling als gevolg van rivierprojecten

De korrelgrootteverdeling van het zomerbed is direct gerelateerd aan de stroomsnelheid. Wanneer door bepaalde ontwikkelingen de stroomsnelheid afneemt, zoals bijvoorbeeld bij een verdieping van het zomerbed, dan zal dat leiden tot een afname van de transportcapaciteit, waardoor de fijnere fracties minder snel worden doorgevoerd en relatief meer zullen voorkomen. Zo hebben de Beneden-IJssel (door de zomerbedverdieping bij Kampen) en de Waal (als gevolg van de kribverlaging tussen Nijmegen en Vuren) al bij lage afvoer meer ruimte dan voorheen, met een lagere gemiddelde stroomsnelheid tot gevolg en op termijn meer fijnere fracties en mindere grove in het bodemsediment.

De kribverlaging zorgt er ook voor dat er al vanaf lagere afvoeren meer water evenwijdig aan de oever stroomt. Vóór de kribverlaging gebeurde dat pas vanaf een Bovenrijnafvoer van 3.000 m³/s (ca. 70 dagen per jaar), terwijl dat tegenwoordig al vanaf 1.500 m³/s (ca. 270 dagen per jaar) plaats zal vinden. Met de toegenomen langsstroming zal er meer zand in transport gaan langs de oever. Tijdens hoge

afvoeren wordt er dan waarschijnlijk meer zand aangevoerd, maar tijdens laagwater zal er meer zand worden afgevoerd. Hoe de balans uit zal vallen is nu nog niet te zeggen, omdat sinds de kribverlaging nog maar weinig hoogwaters zijn opgetreden en er nog geen goed beeld is van de bodemveranderingen in de kribvakken.

Een ander rivierverruimingsproject dat invloed kan hebben op de sedimentatie en erosie zijn de langsdammen die tussen Wamel en Varik langs de Waal zijn aangelegd. De kribben zijn hier helemaal opgeruimd en vervangen door een dam evenwijdig aan de oever. De langsdamgeul zorgt voor een permanente stroming evenwijdig aan de oever, die tot een grotere mobiliteit van het sediment zou kunnen leiden en mogelijk daardoor veranderingen in de sedimentbalans.

3. FYSISCH CHEMISCHE WATERKWALITEIT

De fysisch/chemische waterkwaliteit is aanzienlijk verbeterd en heeft waarschijnlijk geen dominant negatief effect meer op de aquatische levensgemeenschap. Een beperkt effect is echter niet uit te sluiten. Zo wordt nog niet aan alle chemische normen voldaan, laat de biologische bewaking van de waterkwaliteit (Aqualarm) af en toe een signaal zien en ook de intrede van nieuwe verontreinigende stoffen zoals medicijnresten en microplastics veroorzaakt mogelijk negatieve effecten.

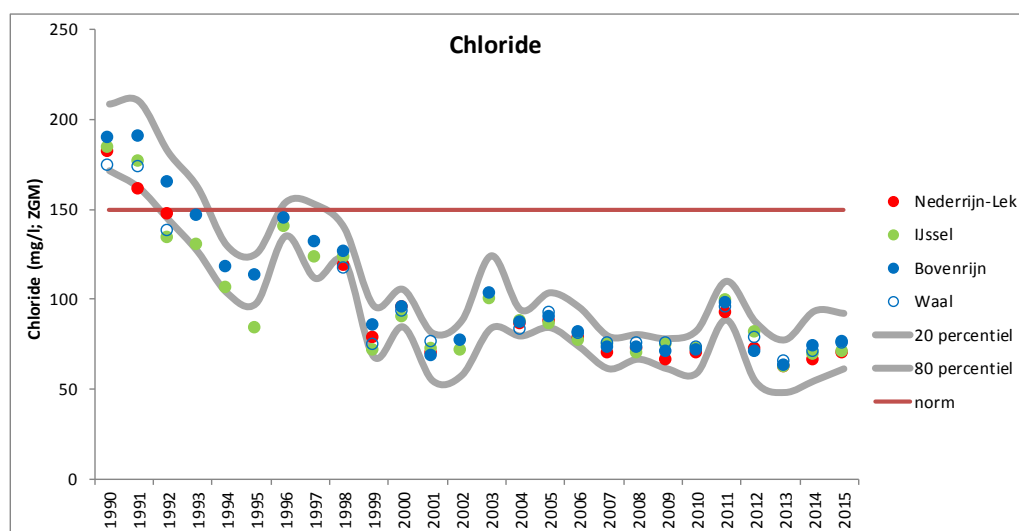
In alle Rijntakken is het gemiddelde zwevend stofgehalte afgenomen en het doorzicht toegenomen. Ook de dalende voedselrijkdom draagt bij aan helderder water doordat de algengroei vermindert.

Door koelwaterlozingen en klimaatverandering is de gemiddelde watertemperatuur in honderd jaar tijd met zo'n 3 graden gestegen. Ook het aantal dagen, dat de watertemperatuur boven de 23 graden stijgt, nam toe. Het gevoerde lozingenbeleid voor koelwater lijkt deze stijging af te zwakken, maar het vergt een voortzetting van de monitoring om dit daadwerkelijk te bevestigen.

In dit hoofdstuk worden de huidige situatie en de ontwikkelingen in de fysisch chemische waterkwaliteit beschreven aan de hand van enkele belangrijke en kenmerkende stoffen (paragraaf 3.1 t/m 3.3). Per stof wordt in de tekst (en/of figuur) aangegeven of er aan de norm wordt voldaan. De gegevens zijn afkomstig van de locaties die al jaren door Rijkswaterstaat routinematig worden gemonitord in de Nederrijn-Lek (Hagestein), IJssel (Kampen), Waal (Vuren) en Bovenrijn (Lobith) (zie de bijlage). In de laatste paragraaf (3.4) wordt besproken in hoeverre de aanwezige milieuverontreinigingen effecten op organismen veroorzaken.

3.1 ALGEMENE WATERKWALITEIT

In de vorige eeuw was de Rijn zwaar belast door zoutlozingen vanuit de Franse kalimijnen. Deze belasting is ondertussen fors gereduceerd. Verbeteringen waren al zichtbaar in de laatste paar decennia van de vorige eeuw en liepen door tot ongeveer het jaar 2000 (figuur 3.1). De laatste 15 jaar is het zoutgehalte van de Rijn vrij constant en voldoet de Rijn aan haar doelen voor het zoutgehalte.

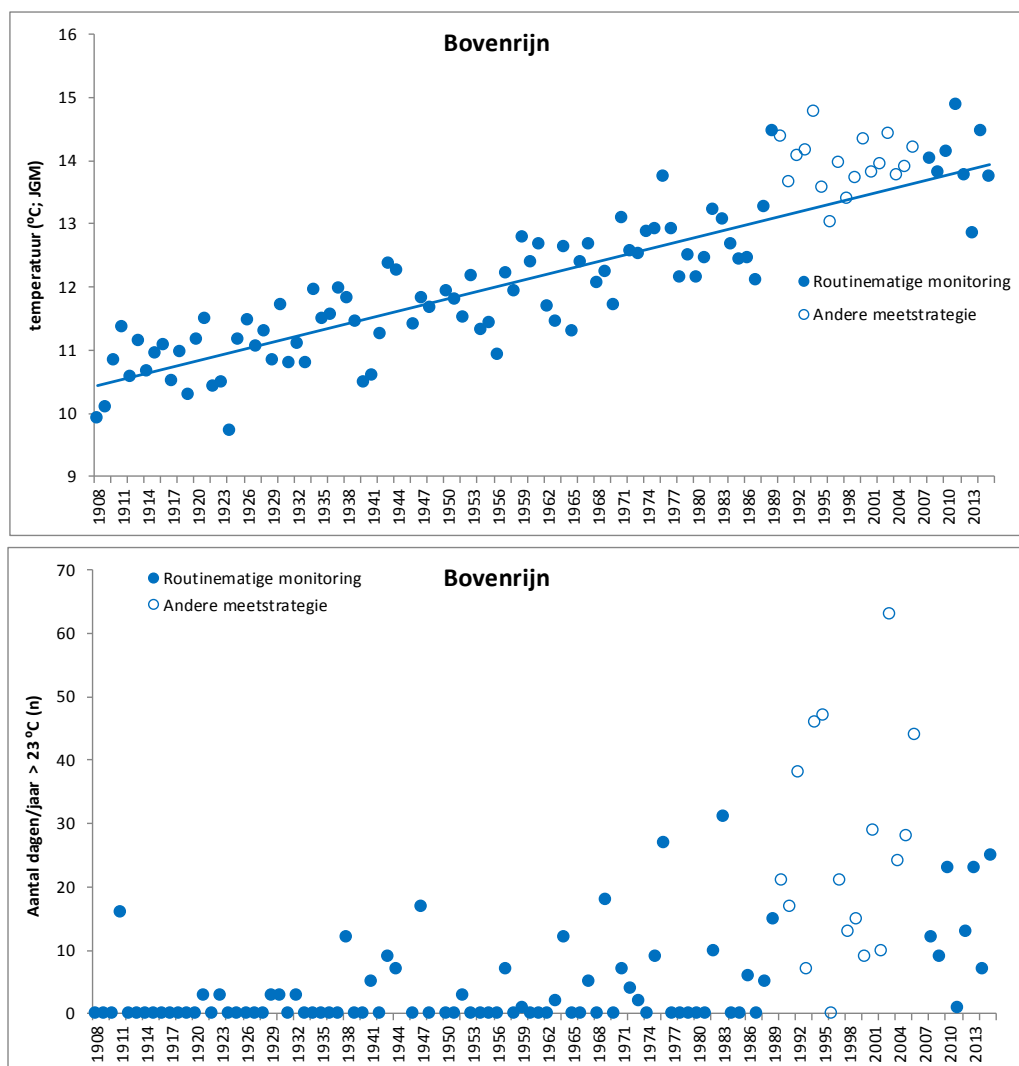


Figuur 3.1: Zoutgehalte in de Rijn vanaf 1990, weergegeven als de chloride concentratie (mg/l). Weergegeven zijn de zomergemiddelde waarden voor de drie riviertakken en de 20 en 80-percentielwaarden voor de meetgegevens van Lobith.

Ook op andere aspecten treden er veranderingen in de Rijn op. De jaargemiddelde temperatuur van het Rijnwater bij Lobith is in de afgelopen 100 jaar bijvoorbeeld 3 graden gestegen en ook het aantal dagen, waarop de watertemperatuur boven de 23 °C uitkomt², neemt toe (figuur 3.2). In dezelfde periode is de gemiddelde temperatuurstijging van de lucht 1,7°C. Ook in kleinere rivieren stijgt de watertemperatuur, maar wel in mindere mate. Het Compendium voor de Leefomgeving concludeert dat zo'n 65% van de temperatuurstijging in de grote rivieren is veroorzaakt door de lozing van koelwater

2 Deze waarde is gebruikt als indicatieve grens waarboven ecologische effecten op bijvoorbeeld de visstand steeds waarschijnlijker worden.

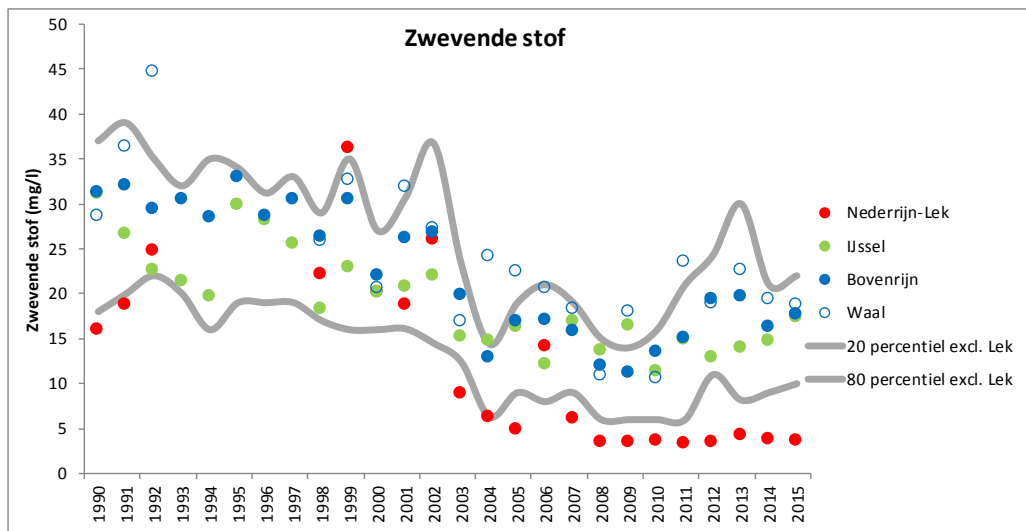
en dat de rest grotendeels is toe te schrijven aan de klimaatverandering (<http://www.clo.nl/indicatoren/nl0566-temperatuur-oppervlaktewater>). Het ligt in de lijn der verwachting dat het lozingenbeleid voor koelwater zal leiden tot een afzwakking van deze stijgende trend en voorlopige data lijken dit inderdaad aan te geven, aangezien het verschil in de temperatuurstijging tussen water- en luchtmetingen kleiner wordt. Het vergt echter een voortzetting van de monitoring om dit daadwerkelijk te bevestigen.



Figuur 3.2: Gegevens over de watertemperatuur bij Lobith. Het bovenste figuur illustreert de jaargemiddelde temperatuur sinds 1908; de onderste figuur het aantal dagen dat de watertemperatuur boven de 23°C is gekomen. De gegevens zijn grotendeels gebaseerd op dagelijkse, handmatige metingen om 8.00u 's ochtends (routinematige monitoring). In de periode 1990-2006 is echter een afwijkende meetstrategie gehanteerd en zijn deels alleen geëxtrapoleerde waarden beschikbaar (open bolletjes). Voor de weergegeven trendlijn zijn deze gegevens niet meegenomen.

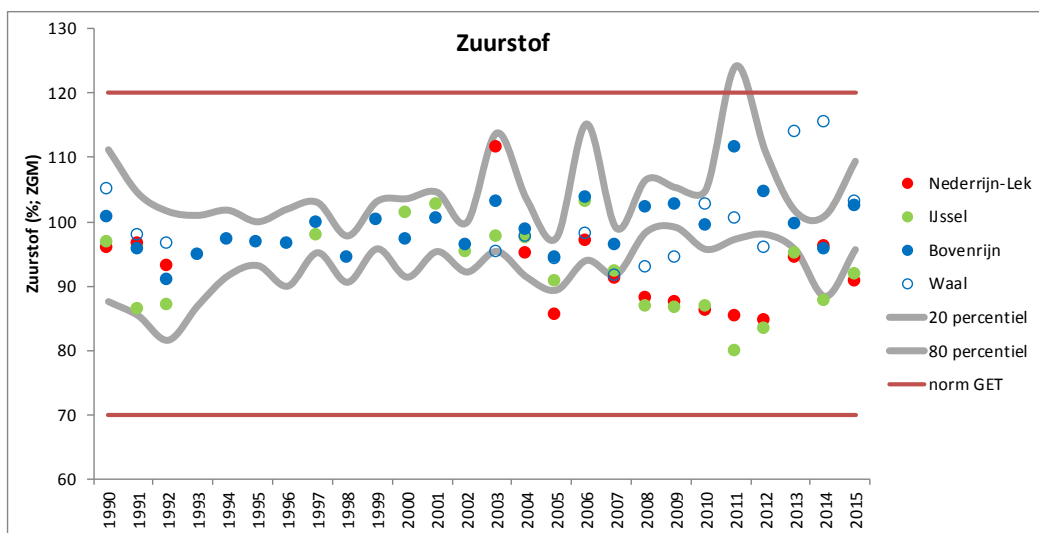
Daarnaast is het zwevende stof gehalte (de troebelheid van het water) sinds 1990 gehalveerd (figuur 3.3). Deze afname van het zwevende stof treedt in alle drie de riviertakken op, maar is voor de Nederrijn-Lek het sterkst. Na 2002 lijkt deze verbetering te versnellen, aangezien de Nederrijn-Lek in de jaren daarna een (veel) lager zwevende stof gehalte kent dan de andere twee riviertakken. Deze sterkere daling van het zwevende stof in de Nederrijn-Lek houdt mogelijk verband met de toegenomen verstuwingsgraad in deze riviertak (zie §2.1.4).

Deze afnemende troebelheid leidt tot helderder water met een beter doorzicht, waardoor waterplanten meer kans krijgen. Dit effect is zeer duidelijk in de Nederrijn-Lek waar het doorzicht in de periode 1990-2015 van 1 naar 2 meter is verdubbeld. In de IJssel bij Kampen is het huidige doorzicht met ca. 1,4 m iets kleiner, maar ook in deze riviertak is het doorzicht sinds 1990 meer dan verdubbeld (50 cm in 1990), terwijl bij Lobith de verbetering van het doorzicht tot 20 cm beperkt is gebleven (50 cm in 1990 en 70 cm in 2015). Voor de Waal zijn helaas te weinig gegevens om een betrouwbare schatting van de toename in doorzicht te geven.



Figuur 3.3: Zwevende stof (troebelheid) in de Rijn vanaf 1990 (mg/l). Weergegeven zijn de jaargemiddelde waarden voor de drie riviertakken en de 20 en 80-percentielwaarden voor de meetgegevens van Lobith.

Ten slotte is gekeken naar de zuurstofgehalten in de rivier. Deze voldoen al jaren aan de gestelde doelen (figuur 3.4). Desondanks valt op dat de zuurstofgehalten in de Nederrijn-Lek en de IJssel gemiddeld genomen lager liggen dan in de Bovenrijn en Waal. Dit houdt mogelijk verband met het verschil in de stroming en dynamiek tussen boven- en meer benedenstrooms gelegen locaties.

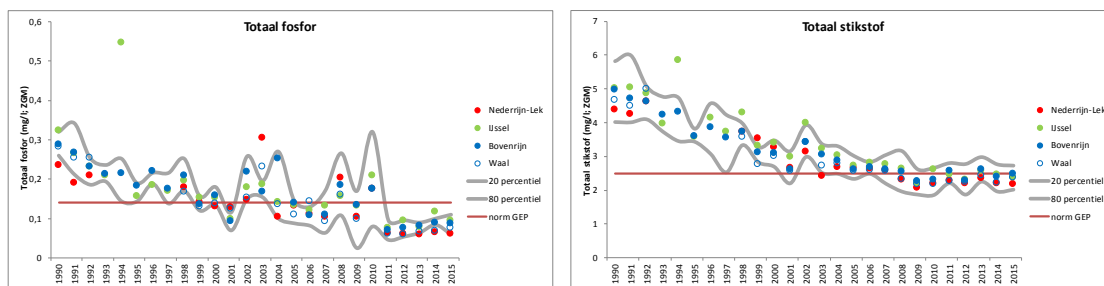


Figuur 3.4: Zuurstofgehalten in de Rijn vanaf 1990 (verzadigingspercentage; %). Weergegeven zijn de zomergermiddelde waarden voor de drie riviertakken en de 20 en 80-percentielwaarden voor de meetgegevens van Lobith. De rode lijnen geven de onder- en bovengrenzen van het waterkwaliteitsdoel aan.

3.2 VOEDINGSSTOFFEN (STIKSTOF EN FOSFOR)

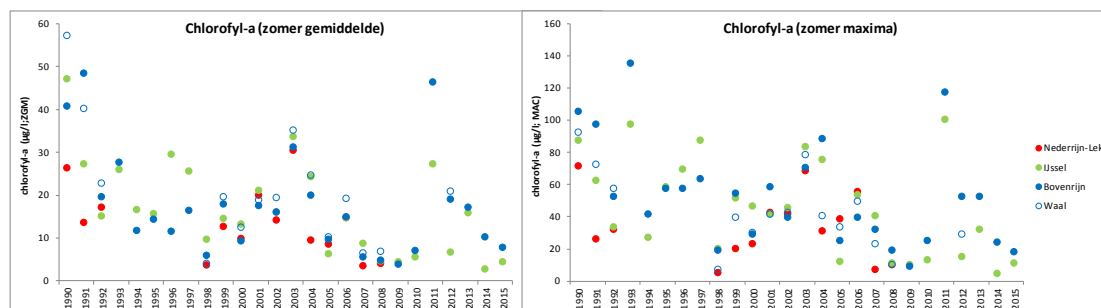
Ook voor de meststoffen stikstof en fosfor zijn in de tweede helft van de vorige eeuw flinke verbeteringen opgetreden, mede doordat er steeds meer afvalwater werd gezuiverd. Rond de eeuwwisseling werden de doelen nog niet gehaald, maar ook na 2000 zijn de totaal concentraties van zowel stikstof als fosfor verder afgenomen (figuur 3.5). Momenteel voldoen de drie riviertakken aan het waterkwaliteitsdoel voor fosfor, maar is er voor stikstof nog enige verbetering nodig. Aandachtspunt hierbij is dat deze verbetering over de laatste vijf jaar lijkt te stagneren.

Voor een deel wordt deze verbetering veroorzaakt door het afnemende zwevende stof. Het organisch materiaal in dit zwevende stof bevat namelijk ook stikstof en fosfor. Ook de in water opgeloste concentraties laten echter verbeteringen zien. Zo zijn in alle drie de riviertakken de concentraties (ortho) fosfaat, nitraat en ammonium sinds 1990 meer dan gehalveerd.



Figuur 3.5: Totaal fosfor (P; links) en totaal stikstof (N; rechts) in de Rijn vanaf 1990 (mg/l). Weergegeven zijn de zomergemiddelde waarden voor de drie riviertakken en de 20 en 80-percentielwaarden voor de meetgegevens van Lobith. De rode lijn geeft het waterkwaliteitsdoel aan (GEP-waarde).

Aangezien de concentraties van deze voedingsstoffen dalen, kan men ook een daling van de algen-groei verwachten. Deze daling blijkt in alle drie de riviertakken op te treden, aangezien zowel de zomergemiddelde als de maximale chlorofyl-concentraties, ondanks de grote jaarlijkse variatie, een dalende tendens vertonen. Zo zijn in Lobith de gemiddelde waarden over de laatste vijf jaar (2011-2015) een derde lager dan de gemiddelde waarden over de periode 1990-1994 (Figuur 3.6).



Figuur 3.6: Zomergemiddelde en zomerse maximale chlorofylgehalten in de drie riviertakken van de Rijn vanaf 1990 (µg/l).

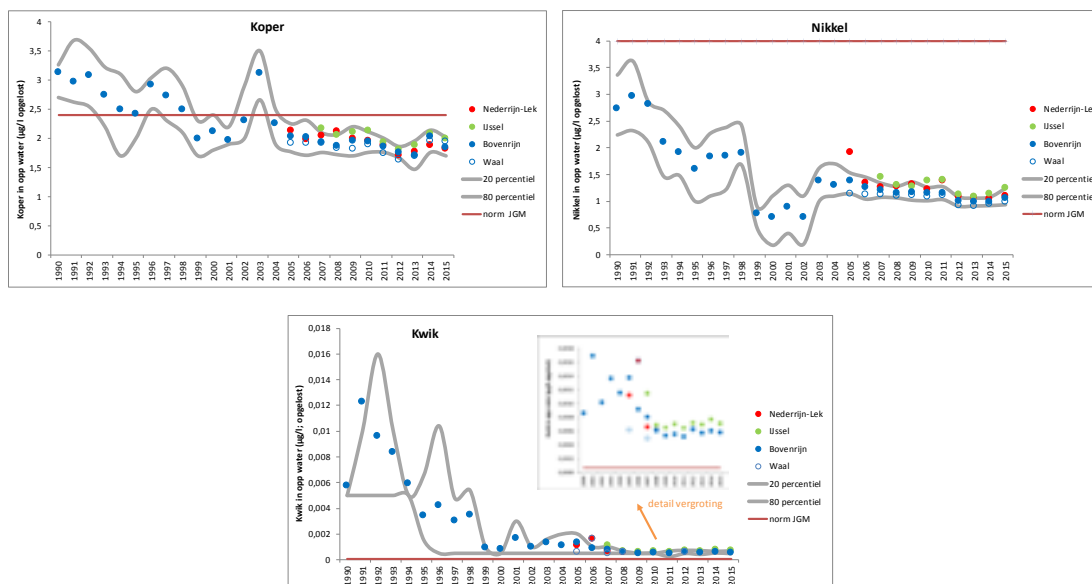
3.3 MILIEUVERONTREINIGINGEN

Ondanks de verbeteringen die sinds de jaren '60-'70 van de vorige eeuw zijn opgetreden, voldoet momenteel nog geen enkele Rijntak aan alle binnen de KRW geldende chemische waterkwaliteitsdoelen. Dit geldt voor zowel de prioritaire stoffen, waar Europese normen voor gelden, als voor de specifieke verontreinigende stoffen, waarvoor in Nederland normen zijn opgesteld, zie ook tabel 1.1. In de meeste gevallen worden de resterende normoverschrijdingen veroorzaakt door enkele metalen (zoals koper, kwik en nikkel) en/of een aantal organische microverontreinigingen (met name PAKs en hexachloorbutadien).

Om een beeld te krijgen van de huidige toestand en de ontwikkelingen over de laatste jaren is dan ook vooral naar deze normoverschrijdende stoffen gekeken. De laatste jaren worden de waterkwaliteitsdoelen van metalen getoetst aan de hand van de opgeloste concentraties. Dalende zwevende stof concentraties, zoals die in paragraaf 3.1 zijn besproken, spelen daarmee geen rol in de toestandsbeoordeling. Dit ligt anders voor de organische microverontreinigingen, aangezien deze stoffen in zogenaamd 'totaal-water' (dus inclusief zwevende stof) worden gemonitord.

Metalen

In alle drie de riviertakken worden momenteel de normen van enkele metalen overschreden, waarbij het beeld niet of nauwelijks verschilt tussen de riviertakken. Dit betreft zowel prioritaire (Hg, Ni) als specifiek verontreinigende stoffen (Ag, Ba, Cu, Se, U), waardoor de huidige toestand voor alle drie de riviertakken als 'voldoet niet' wordt beoordeeld. Voor drie van deze metalen (Cu, Ni, Hg) zijn er langjarige meetreeksen beschikbaar, waarmee er inzicht in trends ontstaat (figuur 3.7). Voor de andere metalen beginnen de meetreeksen in 2005 of 2010. Zowel koper, nikkel als kwik laten dalende concentraties zien, een trend die ook in eerdere rapporten werd aangetroffen (zie bijvoorbeeld Royal HaskoningDHV, 2013 en 2014).



Figuur 3.7: Opgeloste koper, nikkel en kwik concentraties ($\mu\text{g/l}$) in de Rijn vanaf 1990. Weergegeven zijn de jaargemiddelde waarden voor de drie riviertakken en de 20- en 80-percentielwaarden voor de meetgegevens van Lobith. De rode lijn geeft het jaargemiddelde generieke waterkwaliteitsdoel aan.

Voor een juiste interpretatie zijn echter wel enkele kanttekeningen te maken. De opgeloste koper en nikkel concentraties liggen momenteel onder de generieke norm (zie de rode lijn in figuur 3.7). Bij de toetsing van deze metalen wordt echter ook nog rekening gehouden met de biobeschikbaarheid³. Deze wordt bepaald door factoren als de pH, hardheid en de hoeveelheid opgelost organisch materiaal (DOC) in het water. Aangezien deze biobeschikbaarheid in de Rijn vrij hoog blijkt te zijn, voldoen koper en nikkel toch nog niet overal aan de waterkwaliteitsdoelen. Dit wordt met name veroorzaakt door de relatief lage concentraties aan opgelost organisch materiaal (DOC; 2-3 mg/l) in het water. Ook voor kwik laten de jaargemiddelde waarden een duidelijk dalende trend zien. In dit geval wordt de daling echter (deels) veroorzaakt door verbeterde analytische mogelijkheden met een verlaging van de detectiegrens als gevolg. Als een kwik-meting onder de detectiegrens ligt wordt namelijk de helft van deze waarde gehanteerd voor het berekenen van de jaargemiddelde concentratie. Helaas resteren er daardoor te weinig betrouwbare metingen om een uitspraak te doen over het al dan niet optreden van verbeteringen. Er is daarom ook gekeken naar de kwikgehalten in het zwevende stof. Deze laten vanaf 1998 geen verbetering zien. Dit geldt ook voor de koper- en nikkel-gehalten in zwevende stof.

Organische microverontreinigingen

De discussie over detectiegrenzen, zoals hierboven aangehaald voor kwik, speelt ook bij veel organische microverontreinigingen een rol. Daarnaast worden de trends voor organische microverontreinigingen sterk beïnvloed door de hoeveelheid zwevende stof. Organische microverontreinigingen binden goed aan zwevende stof en het waterkwaliteitsdoel voor deze stoffen is dan ook op de totale concentratie gebaseerd. Een daling van de hoeveelheid zwevende stof, zoals die in de afgelopen 25 jaar heeft plaatsgevonden, leidt daarmee automatisch tot een dalende trend in de jaargemiddelde concentraties. Deze combinatie van dalende detectiegrenzen en dalende zwevende stof concentraties maken het verstandig om naast eerdere analyses van trends op basis van de totaal concentraties in oppervlaktewater (bijv. RoyalHaskoningDHV, 2014) ook te kijken naar eventuele trends op basis van de gehalten in het zwevende stof.

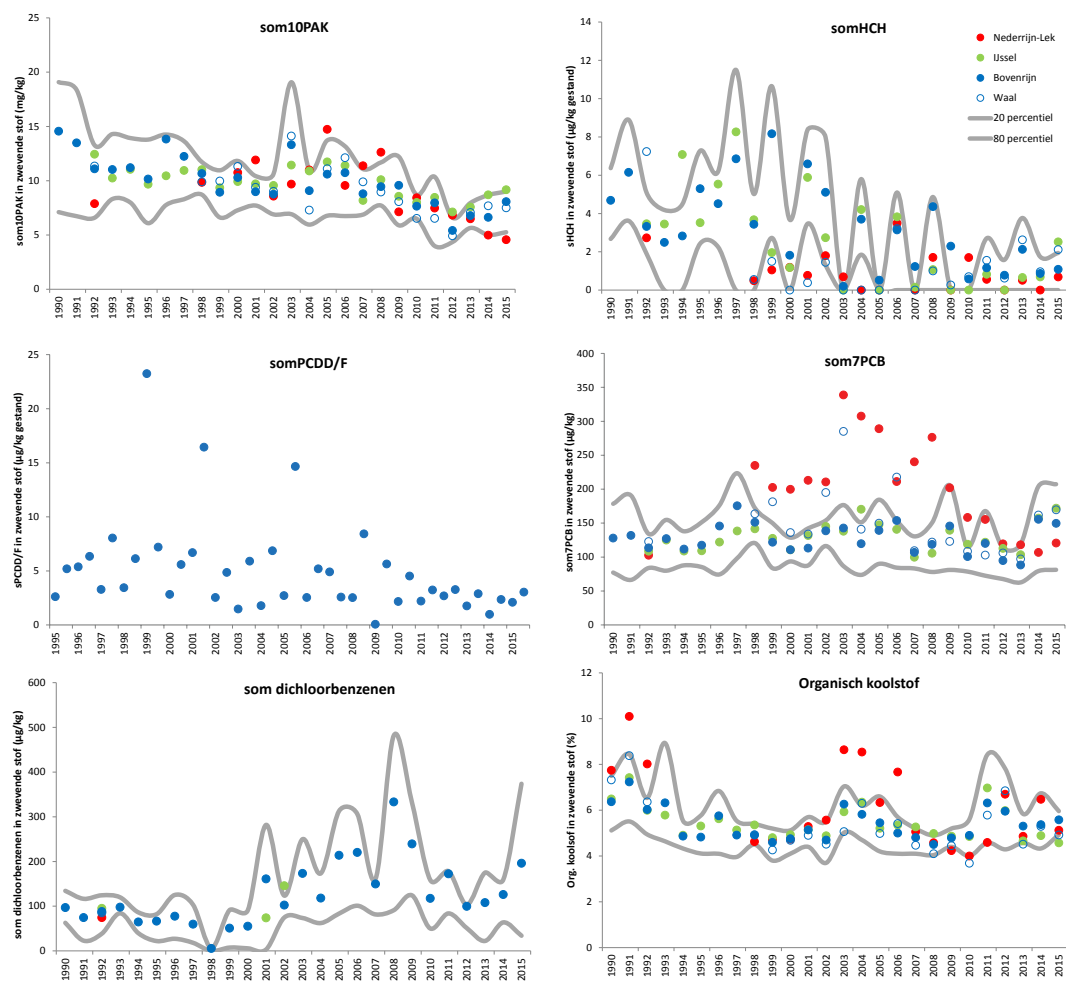
In figuur 3.8 zijn daarom de gehalten van enkele kenmerkende organische microverontreinigingen in het zwevende stof gepresenteerd. Deze selectie is gericht op stoffen met een voldoende lange meetreeks (ten minste vanaf 1990), die ook analytisch voldoende betrouwbaar zijn vastgesteld. Daarbinnen zijn voorbeelden geselecteerd van normoverschrijdende stoffen in water (vooral PAKs), van stoffen die via bioaccumulatie tot normoverschrijdingen in biota kunnen leiden (zoals dioxines, furanen en dioxine-achtige PCBs), van stoffen die een dalende trend laten zien maar ook van stoffen die geen trend of zelfs een stijgende trend laten zien.

3 De term biobeschikbaarheid gaat in op de mate waarin een stof door organismen kan worden opgenomen. Een stof kan gebonden zijn aan zwevende stof en daarom minder beschikbaar zijn (en dus minder effecten veroorzaken), maar metalen kunnen zich bijvoorbeeld ook aan opgeloste organisch koolstof binden. Ook dit verlaagt de beschikbaarheid en daarmee de effecten.

Allereerst valt op dat de gehalten van verschillende stoffen een dalende trend vertonen. Dit geldt bijvoorbeeld voor de groep van PAKs, waarvan er meerdere de waterkwaliteitsdoelen overschrijden (PAKs zijn Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen, die deels ook kankerverwekkend zijn). De PAK-gehalten in het zwevende stof zijn sinds 1990 op ordegrootte 30-50% afgenomen. Samen met de ook gehalveerde hoeveelheid zwevende stof (zie figuur 3.3) betekent dit dat de totale concentratie in oppervlaktewater sinds 1990 met circa 60-70% zal zijn gedaald.

Naast de PAKs nemen ook de HCH-gehalten in het zwevende stof af. De groep HCH's is vooral bekend door het insecticide lindaan, dat door chemici gamma-HCH wordt genoemd. Het gebruik van dit middel is de afgelopen decennia aan banden gelegd en is ondertussen verboden. Het is echter een vrij persistente stof die ondanks dit verbod nog lang in het milieu aanwezig zal blijven. Ook de gehalten aan dioxines en dioxine-achtige stoffen (de zogenaamde sPCDD/F) nemen af. Voor deze groep zijn weliswaar minder metingen beschikbaar (ze worden tweemaal per jaar in Lobith geanalyseerd), maar vooral de piekwaarden lijken af te nemen.

De dalende trend geldt niet voor alle stofgroepen. Zo blijft het PCB-gehalte vrij constant (met alleen opvallend hoge waarden voor de Nederrijn-Lek in de periode 2003-2009) en nemen de gehalten aan dichloorbenzenen zelfs toe. Voor beide stofgroepen zijn er echter ook signalen, die desondanks op een verbetering duiden. Zo vertonen de gehalten van de lichtere PCBs, die makkelijker afbreken, al wel een dalende trend (Ecofide, 2010) en kunnen de stijgende gehalten aan dichloorbenzenen ook op een langzaam voortgaande afbraak van de hoger gechloroerde benzenen duiden (zoals pentachloorbenzenen en hexachloorbenzenen). Hexachloorbenzenen is een notoire, vrij persistente probleemstof (bijv. normoverschrijdend in 2014 in de Waal), die onder anaerobe condities in lager gechloroerde stoffen kan worden omgezet. De HCB-gehalten in zwevende stof vertonen inderdaad een voorzichtig dalende trend: bij Lobith was het gemiddelde HCB-gehalte over de jaren 1990-1994 33 µg/kg gestandaardiseerd, terwijl ditzelfde gemiddelde over de jaren 2011-2015 naar 19 µg/kg was afgenomen.



Figuur 3.8: Gehalten van meerdere organische microverontreinigingen in het zwevende stof in de Rijn vanaf 1990 (mg/kg). Weergegeven zijn de jaargemiddelde waarden voor de drie riviertakken en de 20 en 80-percentielwaarden voor de meetgegevens van Lobith. De metingen zijn gestandaardiseerd op 10% organisch koolstof.

Naast deze veranderingen in de tijd, was er in de periode 2003 – 2009 sprake van een duidelijk afwijkende situatie in de Nederrijn-Lek, aangezien de PCB-gehalten in het zwevende stof significant hoger waren dan in de Waal en IJssel. Ditzelfde effect werd ook voor kwik geconstateerd (gegevens niet gepresenteerd). Deze afwijkende situatie is eerder vastgesteld en nader geanalyseerd (Ecofide en Witteveen & Bos, 2011). Er werd geconcludeerd dat dit waarschijnlijk een gevolg is van het opwervelen van oudere, sterker verontreinigde, sedimenten door de aanwezige scheepvaart bij lage waterstanden, resp. debieten. Ook in de IJssel zijn er aanwijzingen dat er oudere sedimenten worden opgewerveld, waardoor de kwaliteit van het zwevende stof wijzigt ten opzichte van Lobith (Ecofide, 2010). Deze veranderingen zijn echter niet zo groot, dat ze in bovenstaande figuren herkenbaar zijn.

Ten slotte blijkt het organisch koolstofgehalte van het zwevende stof weinig te variëren (meestal rond de 5-6%). Dit duidt er op dat de daling van het zwevende stof (zie figuur 3.3) een gevolg is van zowel een afname van het abiotische zwevende stof (zoals slib en zand) als het biotische deel (zoals algen). Dit ondersteunt de conclusie op basis van de chlorofyl-metingen dat de hoeveelheid algen in het Rijnwater afneemt.

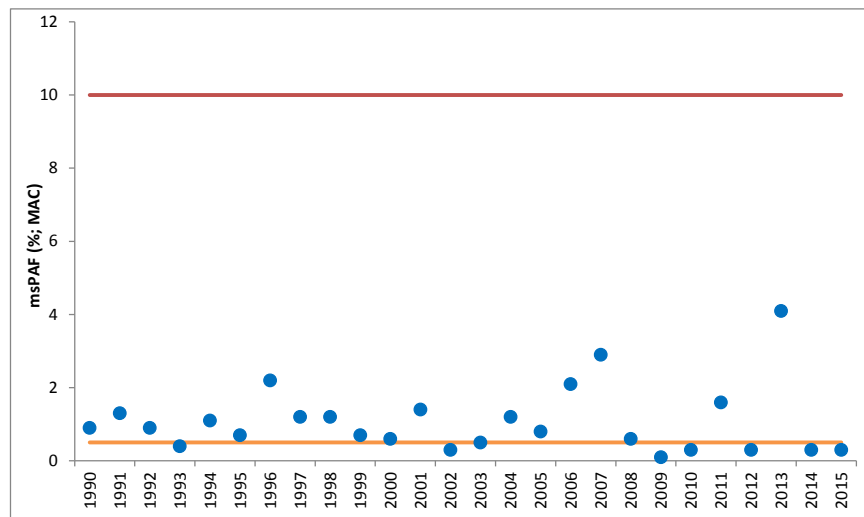
3.4 TOXICITEIT VOOR WATERORGANISMEN

Er zijn meerdere manieren om inzicht te krijgen in de mate waarin de aanwezige milieuverontreinigingen ook daadwerkelijk effecten op organismen veroorzaken. Zo wordt er op het meetstation Lobith al jaren gebruik gemaakt van een zogenaamd Aqualarm: organismen zoals watervlooien worden aan het oppervlaktewater blootgesteld en er wordt gekeken of de dieren afwijkend gedrag vertonen of zelfs dood gaan. Sinds het jaar 2000 zijn er vier alarmmeldingen geweest. In één geval ging dit alarm gepaard met een gelijktijdig aangetroffen verhoogde concentratie van het gewasbeschermingsmiddel metolachloor, in een tweede geval werd een verhoogde concentratie van het oplosmiddel diglyme aangetroffen en in de andere twee gevallen werd er chemisch geen eenduidige aanwijzing van verhoogde concentraties verkregen. Dit Aqualarm geeft daarmee aan dat er sinds 2000 geen serieuze calamiteiten zijn opgetreden, maar tegelijkertijd dat er af en toe wel degelijk pieken van milieuverontreinigingen voorkomen, die zelfs bij een kortdurende blootstelling effecten op organismen veroorzaken.

Ook met de resultaten van de chemische monitoring kan men inzicht krijgen in mogelijk toxische effecten. Routinematig worden er vele tientallen stoffen gemonitord en deze kunnen allemaal bijdragen aan effecten op de organismen in het water. Om hier een indruk van te krijgen, is een inschatting van de toxische druk gemaakt. De hiervoor gebruikte methode is recent door de STOWA ontwikkeld als onderdeel van het systeem van Ecologische Sleutelfactoren en gebaseerd op het gezamenlijk effect van alle gemeten stoffen (msPAF⁴; Stowa, 2016a). Op basis van een uitgebreide validatiestudie (STOWA, 2016b) zijn voorlopige grenswaarden afgeleid van 0,5 en 10%. Boven de grenswaarde van 0,5% worden de eerste effecten merkbaar; deze grenswaarde komt op ordegrootte overeen met het beschermingsniveau dat de normstelling nastreeft (de zogenaamde JG-MKN norm). Een msPAF-waarde van 10% kwam in deze validatiestudie overeen met een verlies van 8% aan macrofaunasoorten.

De toxische druk berekeningen zijn uitgevoerd met de monitoringsgegevens van Lobith, omdat het analysepakket en de meetfrequentie hier veel omvangrijker is dan op andere monitoringslocaties langs de Rijntakken. De toxische druk is op jaarbasis berekend, houdt rekening met de biologische beschikbaarheid en is gebaseerd op de maximale concentraties van alle stoffen die in het betreffende jaar bij het meetstation Lobith zijn aangetroffen (figuur 3.9). Uit deze berekeningen blijkt dat de toxische druk de indicatieve drempelwaarde van 0,5% geregeld overschrijdt. In de meeste gevallen ligt de toxische druk rond de 1 a 2%. Dit betekent dat het gezamenlijke effect van alle milieuverontreinigingen geen sterk dominant effect op de aquatische levensgemeenschap zal hebben, maar tevens dat er weldegelijk sprake is van enig effect op waterorganismen. Dit beeld komt overeen met het beeld van het Aqualarm: Acute effecten van pieken en calamiteiten treden zelden meer op, maar er is wel sprake van een licht verhoogde druk die bij een chronische blootstelling enige effecten kan veroorzaken.

4 msPAF is de eenheid waarmee men de toxische druk weergeeft. Het is een waarde tussen de 0 en 100%. msPAF staat hierbij voor 'meerdere stoffen Potentieel Aangetaste Fractie'. Het gaat hierbij om het percentage van de aanwezige soorten, waarbij de groei, overleving of reproductie met meer dan 50% afneemt tijdens een kortdurende blootstelling aan het watermonster.



Figuur 3.9: Toxische druk (msPAF-waarde; %) in de Rijn bij Lobith vanaf 1990. Weergegeven is de toxische druk op basis van de maximaal aangetroffen concentraties conform de methode zoals die is beschreven in STOWA (2016a; 2016b).

De gebruikte methode geeft niet alleen een waarde voor de toxische druk maar geeft ook de belangrijkste stoffen, die aan deze toxische druk hebben bijgedragen. Dit zijn cyanide, zilver, zink, desethylatrazine en ammonium. Voor een deel komt dit overeen met de verwachting. Zo worden zink en ook zilver af en toe in normoverschrijdende concentraties aangetroffen. Cyanide en desethylatrazine zijn echter minder snel in beeld, mede omdat er voor deze stoffen geen geactualiseerde norm beschikbaar is en de monitoringsresultaten daarom ook niet worden getoetst. De cyanide-concentraties en daarmee ook de PAF vertonen overigens wel een dalende trend. Het belang van cyanide in de toxische druk was vooral groot in de jaren 1990 – 2000. Iets vergelijkbaars geldt ook voor ammonium. In veel monsters veroorzaakte ammonium een bijdrage aan de toxische druk, maar de omvang van deze bijdrage was beperkt en de zomergemiddelde ammonium concentraties zijn sinds 1990 gehalveerd.

Ten slotte moet men zich realiseren dat zowel het Aqualarm als de toxische druk berekeningen ook hun beperkingen kennen. Het Aqualarm reageert alleen op kortdurende piekbelastingen en de waarde van de toxische druk berekening (die wel inzicht geeft in chronische effecten) wordt beperkt doordat lang niet alle stoffen worden gemonitord. Van de stoffen die wel worden gemonitord is het beeld over de ecologische effecten vaak nog onvolledig. Dit laatste geldt bijvoorbeeld voor veel van de zogenaamde ‘nieuwe’ stoffen zoals medicijnresten, microplastics en nanomaterialen.

4. BIOLOGIE

4.1 MACROFYTEN EN FYTOBENTHOS

De ecologische toestand voor macrofyten en fyto benthos (overige waterflora) is matig tot goed. Schommelingen in de EKR-score zijn grotendeels te verklaren uit de schommelingen in de totale bedekking waterplanten.

Er is een lichte toename in de hoeveelheid waterplanten in de rivier en de ecologische kwaliteit ervan.

De waterplanten-bedekking wordt vooral gestuurd door de peilfluctuaties in het zomerseizoen; voor een goede ontwikkeling van waterplanten mag deze maximaal 2 meter bedragen.

De macrofyten en het fyto benthos (ook wel 'overige waterflora' genoemd) omvat de waterplanten, oeverplanten en het fyto benthos (aangehechte kiezelwieren). In dit hoofdstuk wordt de ontwikkeling van deze groepen beschreven. De ecologische toestand voor de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) komt aan de orde in paragraaf 4.1.3. Daarnaast is er aandacht voor de mossen (paragraaf 4.1.5) en de specifieke ontwikkelingen in nevengeulen en strangen (paragraaf 4.1.6).

4.1.1 WATERPLANTEN

Bemonstering

Rijkswaterstaat is in 1997 binnen het meetnet MWTL gestart met monitoring van waterplanten op een groot aantal meetpunten in het Rijnsysteem. Op sommige meetpunten stopt de monitoring na 2006, op andere begint de monitoring pas in 2007 of 2008. In sommige jaren is niet bemonsterd of op een beperkt aantal meetpunten. In totaal zijn er in de drie Rijntakken 106 meetpunten, zie de bijlage.

Bij de monitoring worden waterplanten in de ondiepe delen van het zomerbed bemonsterd over een traject van 100 meter langs de oever (Naber, 2016). In de regel wordt de soortensamenstelling en bedekking voor de gehele ondiepe zone in dat traject geschat. Soms wordt om praktische redenen de diepte van de bemonstering beperkt tot 1 meter diepte, bijvoorbeeld als de ondiepte zeer geleidelijk verloopt. In dieper water komen geen waterplanten voor.

Soortensamenstelling

Er komen in de hoofdstroom van de rivier vaak maar weinig waterplanten voor. Het aantal soorten is beperkt, maar ook de bedekking wordt beperkt door allerlei oorzaken. Sterke waterbewegingen, met name door zware schepen, zijn vaak een belangrijke reden waardoor planten zich niet stabiel kunnen vestigen. Doordat de waterstanden tot ver in de zomer blijven dalen is het risico op droogvallen en verdroging in de zomer bovendien groot. Alleen planten die in relatief diep water of laat kiemen vallen dus niet droog. De kiemdiepte is echter beperkt tot ca. 2 meter. De meest voorkomende waterplanten in riviersystemen zijn dan ook of soorten die hele lange stengels kunnen vormen zodat ze in diep water kunnen groeien, of soorten die in een korte periode hun hele levenscyclus kunnen volbrengen. Delen van de rivier met een geringer peilverschil in de loop van het seizoen, met name dicht bij de monding, hebben doorgaans meer begroeiing om deze reden. Dit is eerder al goed gedocumenteerd door Van Geest *et al.* (2011).

In de waterzone zijn in totaal 24 verschillende taxa ondergedoken waterplanten en waterplanten met drijvende bladen aangetroffen, waarvan rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*), schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), gele plomp (*Nuphar lutea*), smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) en kleine egelskop (*Sparganium emersum*) het vaakst en met de hoogste bedekking voorkomen (tabel 4.1). Plantensoorten die alleen langs de oeversrand voorkomen worden apart besproken in paragraaf 4.1.2.

Exoten

Er zijn geen exoten aangetroffen onder de waterplanten, behalve smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) die al sinds 1948 in Nederland voorkomt en als ingeburgerd wordt beschouwd.

Tabel 4.1: Aantal meetpunten uit het MWTL-meetnet waarin ondergedoken waterplanten en waterplanten met drijfbladen zijn getroffen in alle riviertakken samen, zowel hoofdgeul als nevengeulen. De laatste kolom geeft de gemiddelde bedekking indien aangetroffen, de onderste regel geeft het aantal meetpunten per jaar.

Jaar		97	98	99	00	02	03	04	05	06	07	08	09	10	12	15	Som	Bed
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam																	%
Potamogeton pectinatus	Schedefonteinkruid	20	12	17	17	10	11	13	21	21	4	19	3	21	23	23	235	6,8
Nuphar lutea	Gele plomp	10	11	8	11	12	10	9	16	13	1	8	2	9	9	10	139	2,2
Potamogeton nodosus	Rivierfonteinkruid		7	8	7	8	8	7	11	12	2	9	2	8	8	8	105	11,9
Sparganium emersum	Kleine egelskop	1	2	1	1	1	2	2	2	3		1	1	2	4	4	27	1,6
Elodea nuttallii	Smalle waterpest	1	1									1		6	6	5	20	15,8
Sagittaria sagittifolia	Pijlkruid			1	2	1	1		2	2				3	2	2	16	0,3
Myriophyllum spicatum	Aarvederkruid				1		2	1	1	2				2	4	2	15	0,8
Ceratophyllum demersum	Grof hoornblad		2				1							3		1	7	0,1
Eleocharis acicularis	Naaldwaterbies													2		4	6	0,7
Potamogeton perfoliatus	Doorgroeid fonteinkruid					1	1							2		2	6	0,4
Alisma gramineum	Smalle waterweegbree													2	4		6	0,3
Zannichellia palustris	Zannichellia													2		3	5	0,5
Characeae	Kranswieren				1	1						1	1			1	5	0,1
Potamogeton crispus	Gekroesd fonteinkruid														2	2	4	0,3
Potamogeton pusillus	Tenger fonteinkruid												1			2	3	0,4
Nymphoides peltata	Watergentiaan														1	1	2	15,1
Potamogeton natans	Drijvend fonteinkruid										1						1	10,0
Groenlandia densa	Paarbladig fonteinkruid									1							1	1,0
Callitriche	Sterrenkroos															1	1	0,1
Elatine hydropiper	Klein glaskroos															1	1	0,1
Potamogeton trichoides	Haarfonteinkruid													1			1	0,1
Ranunculus fluitans	Vlottende waterranonkel							1									1	0,1
Totaal		32	35	35	40	34	36	33	53	54	8	39	10	63	63	72		
Aantal meetpunten		48	61	63	57	64	63	31	63	64	39	83	36	84	84	84		

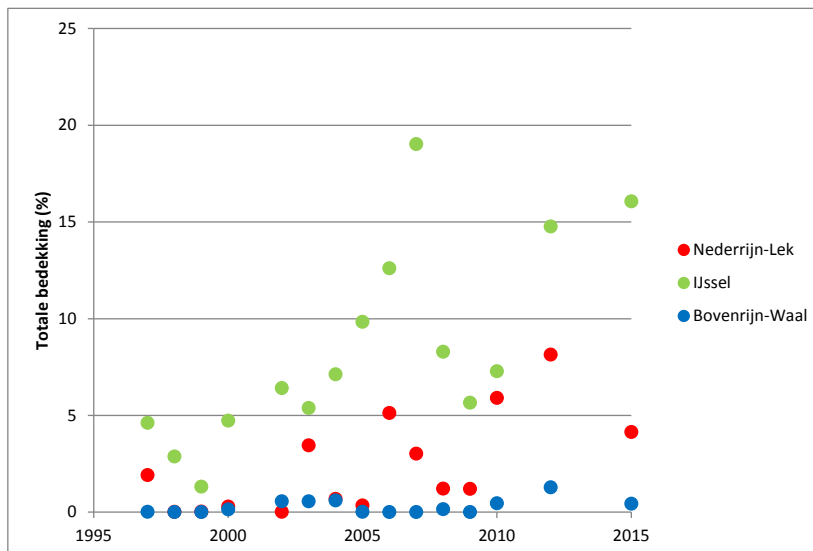
Totale bedekking

Naast de bedekking van alle afzonderlijke soorten is ook de totale bedekking van de waterbegroeiing op alle meetpunt geschat. Omdat er in de loop der tijd methodische verschillen waren in het schatten van de totale bedekking, zijn de bedekkingen van de afzonderlijke soorten waterplanten hier bij elkaar opgeteld en gemiddeld over de meetpunten.

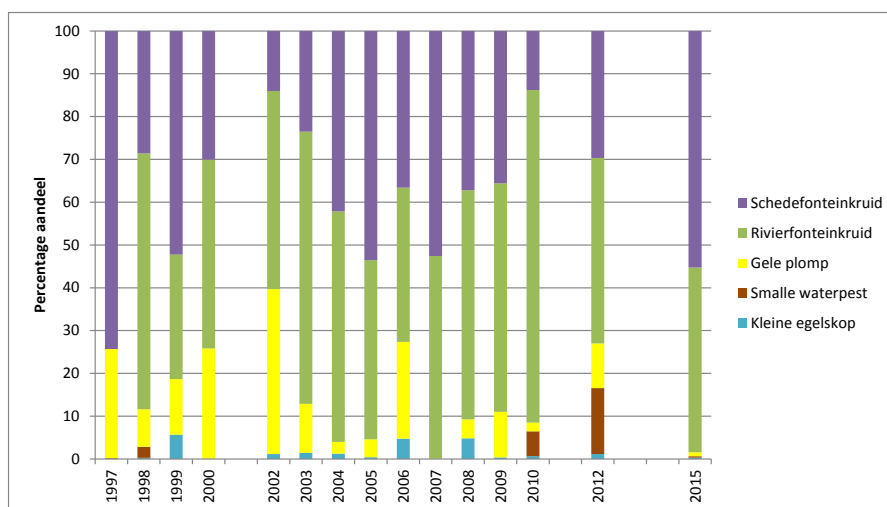
Er is in de IJssel en in de Nederrijn-Lek een duidelijke stijging te zien van de totale bedekking van de waterplanten, zie figuur 4.1. De bedekking van de waterplanten in de Bovenrijn-Waal is onveranderd uiterst laag, op de meeste meetpunten ontbreken waterplanten altijd. Schommelingen tussen de jaren zijn waarschijnlijk het gevolg van jaar-tot-jaar verschillen in het verloop van de waterstanden in de voorzomer.

Dominante soorten

De totale bedekking wordt vrijwel geheel gevormd door maximaal 5 soorten. In de Nederrijn-Lek en de Bovenrijn-Waal is schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) vrijwel overal de enige soort met een bedekking van betekenis. In de IJssel verschuift de verhouding tussen de soorten, zoals te zien is in figuur 4.2. De toename van smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) in de laatste jaren is volledig toe te schrijven aan de begroeiing in een strang. Nevengeulen en strangen zijn pas in 2008 in het meetnet opgenomen en het is dus niet duidelijk of dit een recente ontwikkeling is. Hierover meer in paragraaf 4.1.6.



Figuur 4.1: Ontwikkeling van de totale bedekking van waterplanten in de ondiepe zone (gemiddelde van meetpunten per riviertak).



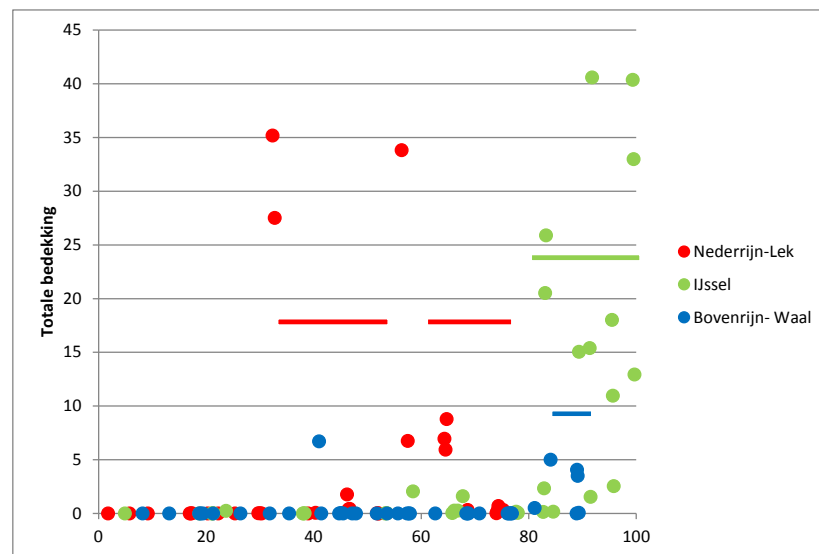
Figuur 4.2: Ontwikkeling van de belangrijkste soorten waterplanten in de IJssel, uitgedrukt als gemiddeld aandeel in de bedekking.

Variatie in de lengterichting van de rivier

De kwaliteit van een waterlichaam wordt beoordeeld op basis van representatieve meetpunten die ruimtelijk nogal variëren, met name in de lengterichting van de rivier. Naarmate de afstand tot de monding kleiner is, wordt ook de peilverandering binnen het groeiseizoen kleiner (zie hoofdstuk 2) en zijn er meer mogelijkheden voor waterplanten. Deze relatie is ook gevonden door Van Geest *et al.* (2011). Zij toonden aan dat waterplanten alleen groeiden op locaties waar de waterdiepte in mei niet groter was dan 1,90 m en die niet droogvielen.

In figuur 4.3 is de totale bedekking van de waterplanten uitgezet tegen de lengte-positie van het meetpunt in de rivier, waarbij 0% bij Lobith ligt en 100% bij het eind van de rivier. Met 'eind' wordt hier bedoeld waar de peilfluctuaties volledig worden bepaald door het waterlichaam waar de rivier in

uitmondt. Dat is voor de IJssel bij de monding in het Ketelmeer; voor de Lek en de Waal zijn respectievelijk bij Schoonhoven en Werkendam gekozen. De laatste twee rivier-einden liggen buiten de hier besproken waterlichamen.



Figuur 4.3: Totale bedekking van waterplanten op meetpunten, gemiddeld over de bemonsterde jaren en uitgezet tegen de rivierlengte als percentage tussen Lobith en het 'eind' van de rivier (zie tekst voor verklaring); de horizontale markeringen geven de trajecten aan met een zomer-amplitude van minder dan 2 m binnen het bemonsterde waterlichaam. De twee hoogste bedekkingen in de Nederrijn-Lek zijn strangen.

Op basis van de conclusies van Van Geest *et al.* (2011) en de beschikbare gegevens kan worden gesteld dat de grens voor waterplanten bij een maximum zomer-amplitude van ongeveer 2 meter ligt. Uit hoofdstuk 2 blijkt dat deze zich in de IJssel voordoet vanaf Katerveer, dat is op ongeveer 80% van de rivierlengte. Vanaf daar neemt ook de bedekking van de waterplanten snel toe. In de Bovenrijn-Waal ligt deze grens ongeveer bij Brakel, dat is op 84% van de rivierlengte. Het waterlichaam loopt tot Woudrichem, dat is op 89%. Juist in dit traject tussen Brakel en Woudrichem komen inderdaad hogere bedekkingen van waterplanten voor. De Nederrijn-Lek heeft 3 stuwen die effect hebben op de amplitude. Uit de gegevens van hoofdstuk 2 is afgeleid dat ongeveer bij Wageningen (op 32%) de amplitude beneden 2 meter komt, maar voorbij de stuw van Amerongen (op 53%) weer te groot wordt. Halverwege tussen deze stuw en Culemborg zakt de amplitude weer onder de 2 meter (op 60%). Het waterlichaam loopt tot Hagestein, dat is op 76% van het 'eind' van de rivier. In figuur 4.3 zijn de trajecten met minder dan 2 m amplitude met een lijn aangeven.

Op drie meetpunten in de Nederrijn-Lek zijn uitzonderlijk hoge bedekkingen aangetroffen. De twee hoogste liggen in strangen die 's zomers geïsoleerd raken, waarover meer in paragraaf 4.1.6. Het derde punt is dat bij Wageningen. Daar wordt sinds 2008 gemeten en de bedekking van schedefonteinkruid is hier sindsdien toegenomen van 0,1 % naar 60%. De waarneming op het meetpunt Wageningen kan een voorbode zijn van wat er nog kan gaan gebeuren de komende jaren in de trajecten met voldoende lage amplitude.

4.1.2 OEVERPLANTEN

Oeverplanten spelen een beperkte rol in de beoordeling van de waterkwaliteit. In de KRW-deelmaatlat soortensamenstelling zijn ook oeverplanten opgenomen, maar dat zijn er bij het watertype R7 voor grote rivieren opvallend weinig. Dat komt deels door te weinig kennis over deze soorten in de grote rivieren ten tijden van het opstellen van de maatlaten (Van den Berg *et al.*, 2004).

Bemonstering

Het meetnet MWTL is opgezet voor monitoring van waterplanten, waarbij tot 2014 de hoogwaterlijn gold als grens van het proefvlak voor bemonstering. Langs de bovenrand van het proefvlak groeiden vaak oeverplanten tot in het water die dan ook werden genoteerd. Vóór 2010 en mogelijk ook nog in 2012, zijn soorten die niet kenmerkend waren voor natte milieus vaak genegeerd. Vanaf 2015 wordt expliciet een aparte oeverzone aangehouden waarvan alle soorten planten worden genoteerd (Naber, 2016).

Soorten

Er zijn in totaal 202 soorten hogere planten gevonden langs de waterlijn. Dat is zonder bomen en struiken, die in het MTWL-meetnet niet worden opgenomen. De soorten die het meest zijn aangetroffen, zijn in tabel 4.2 weergegeven. Van deze soorten zijn er 4 die meetellen voor de KRW-deelmaatlat. Overigens speelt ruim de helft van de soorten wel een rol voor de beoordeling van kleinere rivieren; het voorkomen ervan is dus wel relevant, maar dat komt hier niet tot uiting in een EKR-score.

Tabel 4.2: Meest frequent voorkomende oeverplanten, met aantal monsters waarin de soort is aangetroffen in alle riviertakken samen, zowel hoofdgeul als nevengeulen (totaal aantal monsters is 924). Achter de naam staat een '' als de soort een rol speelt in de KRW-deelmaatlat en een '-' als de soort alleen een rol speelt bij de beoordeling van kleinere riviertypen.*

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	n
<i>Phalaris arundinacea</i> -	Rietgras	235
<i>Persicaria amphibia</i> *	Veenwortel	147
<i>Phragmites australis</i> *	Riet	118
<i>Lythrum salicaria</i> -	Grote kattenstaart	90
<i>Carex acuta</i> -	Scherpe zegge	88
<i>Iris pseudacorus</i> -	Gele lis	72
<i>Rorippa sylvestris</i>	Akkerkers	66
<i>Potentilla reptans</i>	Vijfvingerkruid	59
<i>Agrostis stolonifera</i> -	Fioringras	57
<i>Potentilla anserina</i>	Zilverschoon	57
<i>Mentha aquatica</i> *	Watermunt	55
<i>Lycopus europaeus</i> -	Wolfspoot	51
<i>Solanum dulcamara</i> -	Bitterzoet	49
<i>Rumex crispus</i>	Krulzuring	48
<i>Achillea ptarmica</i>	Wilde bertram	41
<i>Plantago major</i>	Grote weegbree	40
<i>Carex hirta</i>	Ruige zegge	39
<i>Lysimachia vulgaris</i> -	Grote wederik	38
<i>Rorippa palustris</i> -	Moeraskers	36
<i>Juncus compressus</i>	Platte rus	35
<i>Festuca arundinacea</i>	Rietzwenkgras	34
<i>Rubus fruticosus</i>	Gewone braam	34
<i>Rorippa amphibia</i> -	Gele waterkers	33
<i>Myosotis scorpioides</i> *	Moerasvergeet-mij-nietje	31
<i>Persicaria hydropiper</i> -	Waterpeper	30
<i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel	29
<i>Stachys palustris</i> -	Moerasandoorn	29
<i>Epilobium hirsutum</i> -	Harig wilgenroosje	28
<i>Convolvulus sepium</i>	Haagwinde	27

Er is een duidelijke toename van soorten in 2004 en 2010, terwijl 2006 en 2009 weer veel minder soorten zijn genoteerd, zie tabel 4.3. Dat kan komen door verschillende interpretatie door monsternemers van wat er met de hoogwaterlijn wordt bedoeld, maar ook door het verloop van de waterstand. In jaren dat de waterstand in de voorzomer later zakt dan gemiddeld, zijn veel soorten langs de waterlijn nog niet gekiemd of nog niet herkenbaar tijdens de monitoring. In 2015 zijn veel meer soorten gevonden doordat oeverplanten systematischer zijn opgenomen, maar ook omdat de ontwikkeling eerder op gang was gekomen dan gemiddeld.

Tabel 4.3: Gemiddeld aantal soorten oeverplanten per meetpunt (grote aantallen gearceerd).

	1997	1998	1999	2000	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2012	2015	gem
Bovenrijn-Waal	0,2	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	2,0	0,3	0,0	0,8	0,1	0,4	2,2	0,2	20,0	2,5
IJssel	0,1	0,7	0,7	0,6	0,6	0,5	2,1	1,5	0,6	1,4	3,0	0,8	14,2	0,8	14,4	3,0
Nederrijn-Lek	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	2,4	0,8	0,7	1,0	4,5	0,4	6,8	0,8	21,3	3,5

Soorten die steeds vanaf de eerste jaren zijn genoteerd zijn: kalmoes (*Acorus calamus* *), zwanenbloem (*Butomus umbellatus* *), scherpe zegge (*Carex acuta*), gele lis (*Iris pseudacorus*), veenwortel (*Persicaria amphibia* *), rietgras (*Phalaris arundinacea*), riet (*Phragmites australis* *), mattenbies (*Schoenoplectus lacustris* *), kleine lisdodde (*Typha angustifolia* *), grote lisdodde (*Typha latifolia* *). De soorten met een * spelen een rol bij de EKR-beoordeling. Een trend is voor deze soorten echter niet te geven. Hoogstens kan gesteld worden dat in het benedenstroomse kwart van de IJssel veel meer riet voorkomt dan elders.

Exoten

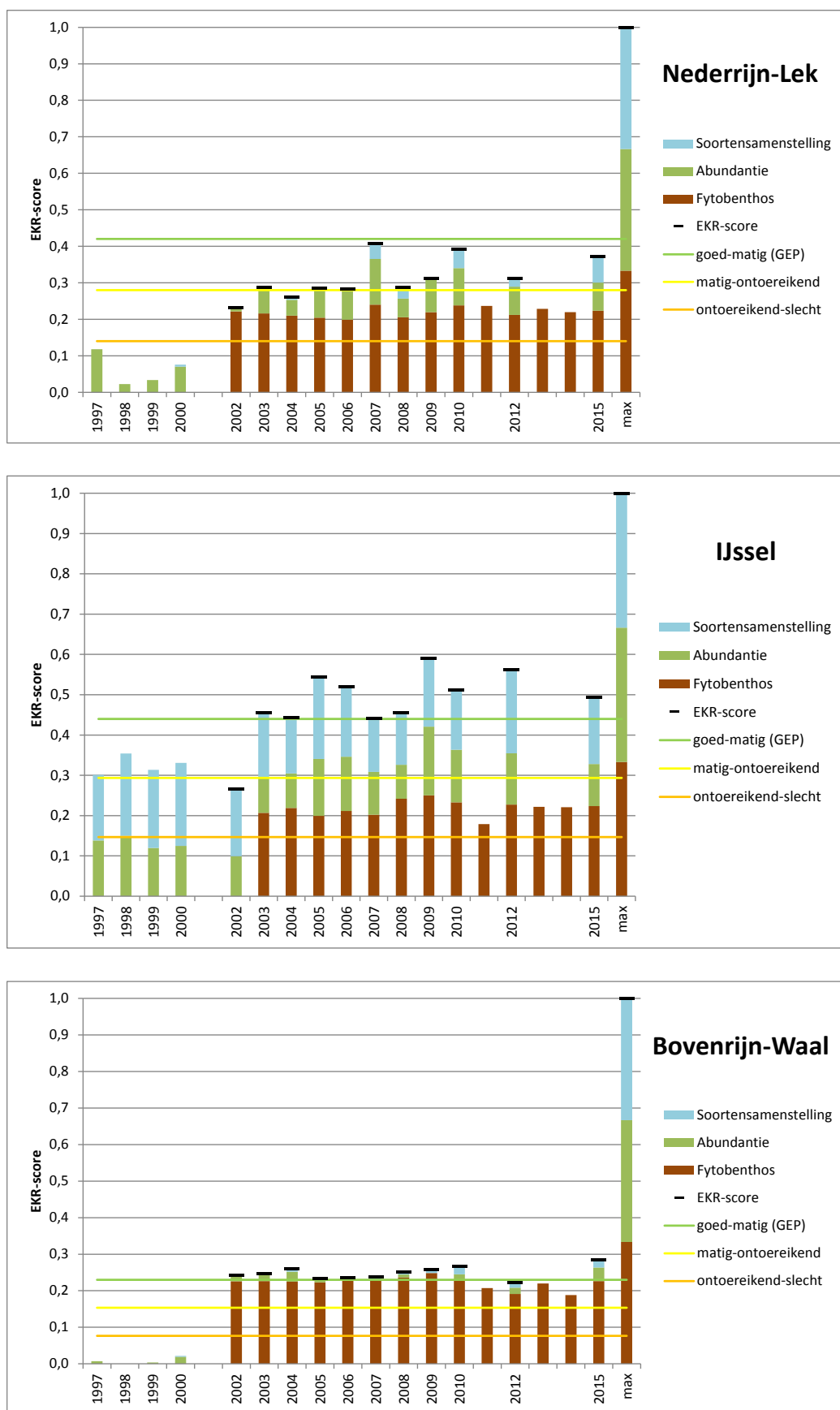
Langs de oever is een aantal exoten aangetroffen, maar nergens in hoge dichtheden, zie tabel 4.4. Het betreft allemaal soorten van relatief droge standplaatsen. Dat ze pas vanaf 2008 zijn aangetroffen en in 2009 en 2012 weer niet, komt vooral door de methode van monitoring, niet door een eventuele toename van deze soorten.

Tabel 4.4: Aangetroffen exoten, aantal meetpunten waarin de soort werd aangetroffen en het hoogste bedekkingspercentage dat de soort in een bepaald jaar heeft bereikt in het proefvlak.

Soort	Nederlandse naam	2008	2010	2015	Max (%)
<i>Aster lanceolatus</i>	Smalle aster			7	2
<i>Bidens radiata</i>	Riviertandzaad	1	2	1	0,1
<i>Conyza canadensis</i>	Canadese fijnstraal			8	0,1
<i>Epilobium ciliatum</i>	Beklierde basterdwederik			1	0,1
<i>Fallopia japonica</i>	Japanse duizendknoop		1	1	1
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	Harig knopkruid		1	3	0,1
<i>Helianthus annuus</i>	Zonnebloem			1	1
<i>Impatiens glandulifera</i>	Reuzenbalsemien			1	1
<i>Senecio inaequidens</i>	Bezemkruid			5	2
<i>Solidago canadensis</i>	Canadese guldenroede		1		0,1
<i>Solidago gigantea</i>	Late guldenroede		4	9	2

4.1.3 ECOLOGISCHE TOESTAND

De ecologische toestand (EKR) van de macrofyten en het fytobenthos (ook wel overige waterflora) wordt volgens de maatlaten voor de Kaderrichtlijn Water (Van der Molen *et al.*, 2012) berekend met drie deelmaatlaten die alle drie evenveel bijdragen: soortensamenstelling van water- en oeverplanten, abundantie van waterplanten en fytobenthos. De score op de maatlat geeft aan in hoeverre de toestand afwijkt van de natuurlijke referentie (maximale score 1,0). Als gevolg van onomkeerbare veranderingen in het watersysteem en het gebruik is de KRW-doelstelling lager dan de maximale score. De toestand in de Nederrijn-Lek wordt als goed (GEP) beoordeeld indien de score 0,42 bedraagt. Voor de IJssel ligt deze grens op 0,44 en voor de Bovenrijn-Waal op 0,23.



Figuur 4.4: Ontwikkeling van de ecologische toestand van de macrofyten en het fytobenthos per riviertak. De bijdrage van de deelmaatlaten aan de totaalscore is gestapeld weergegeven, de totale EKR-score is alleen weergegeven wanneer er van alle deelmaatlaten gegevens beschikbaar zijn. Met 'max' wordt de maximale bijdrage getoond; het GEP geeft het ambitieniveau aan (KRW-doel).

In tabel 4.5 is de ecologische toestand voor macrofyten en fyto benthos weergegeven, zoals gerapporteerd in de 'factsheets oppervlaktewater 2015' (Rijkswaterstaat, 2015). De toestand is daarbij gemiddeld met de twee voorgaande meetjaren. De ambitie voor de Nederrijn-Lek ligt hoger dan de huidige toestand, dat van de IJssel wordt gehaald. De doelstelling voor de Bovenrijn-Waal wordt momenteel ook gehaald, maar dat is vooral omdat er vanuit wordt gegaan dat er heel weinig mogelijkheden voor waterplanten in deze riviertak zijn.

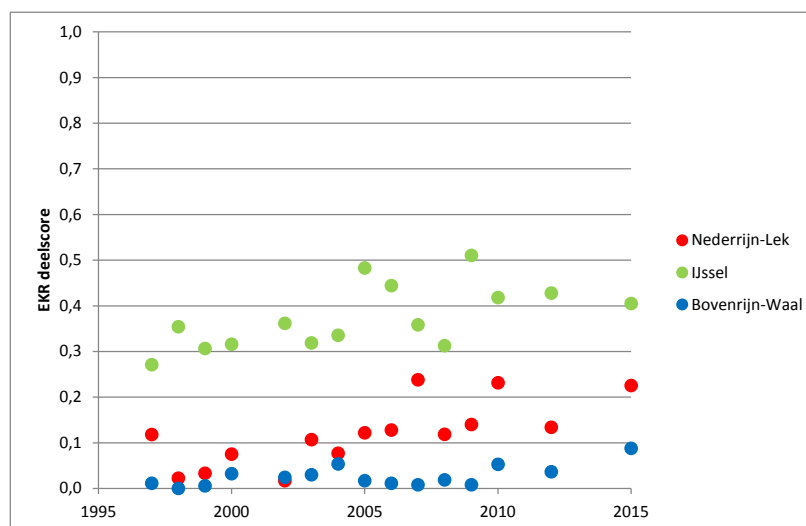
Tabel 4.5: Ecologische toestand macrofyten en fyto benthos (overige waterflora) (Rijkswaterstaat, 2015).

	Waterlichaam	GEP	Jaar	
			2009	2015
	Nederrijn-Lek	$\geq 0,42$	Matig	Matig
	IJssel	$\geq 0,44$	Goed	Goed
	Bovenrijn-Waal	$\geq 0,23$	Matig	Goed

Ontwikkeling ecologische toestand

De ontwikkeling van de ecologische toestand is afgebeeld in figuur 4.4. Niet van alle jaren zijn monitoringsdata beschikbaar. De ecologische toestand van de Nederrijn-Lek en de IJssel laat behoorlijke schommelingen zien; dat van de Bovenrijn-Waal is vrij stabiel. Verder valt op dat de deelmaatlat soortensamenstelling in de IJssel hoger scoort dan de deelmaatlat abundantie, terwijl in de andere riviertakken de deelmaatlat abundantie meestal hoger scoort.

In figuur 4.5 is de ontwikkeling van de ecologische toestand op basis van de macrofyten weergegeven (som van de deelmaatlaten soortensamenstelling en abundantie uit figuur 4.4). We zien door de jaren een lichte stijging, net als bij de ontwikkeling van de totale bedekking van waterplanten was te zien (figuur 4.1). Dat de IJssel hoger scoort dan de Nederrijn-Lek, ligt niet alleen aan de hogere bedekking van waterplanten, maar ook aan de soortensamenstelling: met name rivierfonteinkruid geeft een hogere waardering op de KRW-maatlat dan schedefonteinkruid. De score van de Waal is het laagst, maar de verhouding tot de andere riviertakken is minder ongunstig dan bij de bedekking van waterplanten zelf (figuur 4.1). Dat komt door het niet-lineaire verband tussen de bedekking en de EKR-score: op enkele meetpunten is 5-10% bedekking schedefonteinkruid waargenomen en op die meetpunten scoort de deelmaatlat dan meteen zeer goed in dit watertype; zulke uitschieters hebben een relatief sterk effect op het verder lage gemiddelde over de meetpunten.



Figuur 4.5: Ontwikkeling van de ecologische toestand van macrofyten (soortensamenstelling en abundantie).

De schommelingen in de EKR-score van jaar tot jaar zijn grotendeels te verklaren uit de schommelingen die ook in de totale bedekking zijn te vinden. Het beeld wordt niet beïnvloed door wisselingen in (het aantal) meetpunten van het waterplantenmeetnet. Het opnemen van de nevengeulen in het meetnet in 2008 leidt nauwelijks tot een verschil in EKR-score voor het waterlichaam (zie paragraaf 4.1.6). Ook de bijdrage van de oeverplanten aan de EKR-score is klein, zie ook paragraaf 4.1.2.

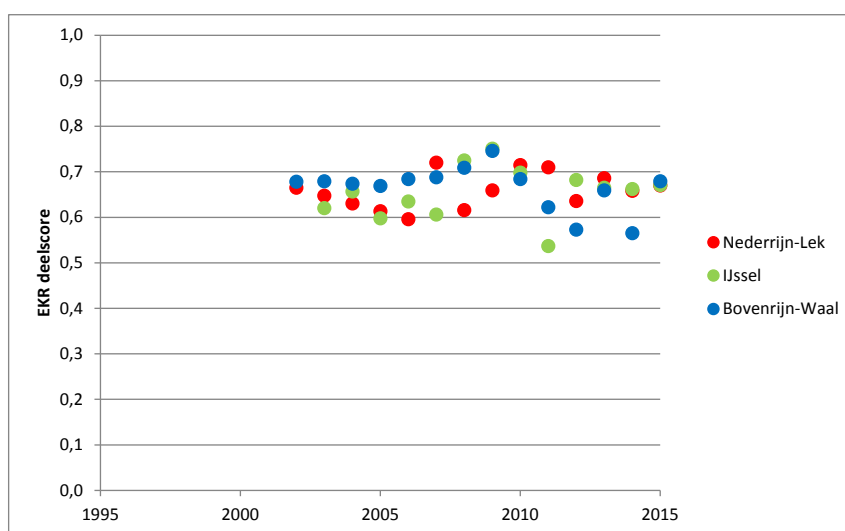
4.1.4 FYTOBENTHOS

Bemonstering

Sinds 2002 is er ook een meetnet voor fyto­benthos. In elke rivi­ertak is er één representatief meet­punt; bij Hagestein boven de sluis voor de Nederrijn-Lek, bij Kampen voor de IJssel en bij Lobith voor de Bovenrijn-Waal (zie bijlage). Bij deze monitoring worden aangehechte kiezelwieren op rietstengels (Kampen en Hagestein) of kunstmatig substraat (Lobith) op naam gebracht en geteld. De beoordeling ervan vormt 1/3 van het oordeel voor het kwaliteitselement (overige) waterflora volgens de KRW. Fyto­benthos is vooral een goede maat voor de trofische toestand van het water en reageert snel op veranderingen.

Resultaten deelmaatlat

De soortensamenstelling van de monsters varieert sterk en in geen van de monsters komt een duidelijk dominante soort voor. Toch is de beoordeling zeer constant, zie figuur 4.6, omdat de soorten elkaar weliswaar afwisselen, maar wel indiceren voor een zelfde waterkwaliteit. Zoals we al zagen in figuur 4.4 is dit het best scorende onderdeel van de maatlat; de beoordeling van de Bovenrijn-Waal ten opzichte van wat haalbaar wordt geacht (GEP) wordt zelfs zo goed als geheel bepaald door de beoordeling van fyto­benthos.



Figuur 4.6: Ontwikkeling van de ecologische toestand (deelmaatlat) op basis van fyto­benthos.

4.1.5 MOSSEN

Mossen spelen geen rol in de Nederlandse KRW-maatlat voor de grote rivieren. Ze worden in het algemeen echter beschouwd als goede indicatoren voor waterkwaliteit. De mossen zijn vrijwel altijd aangetroffen op stenig substraat (kribben, oeverbekleding), soms op dood hout of boomwortels, en vrijwel nooit op zand omdat de bodem daarvoor te instabiel is. De bedekking is niet opgenomen wanneer ze op kunstmatig substraat groeien, maar de bedekking van mossen is bijna altijd gering.

Er waren 721 waarnemingen van mossen van 39 soorten, waarvan 25 soorten minder dan 5 keer zijn aangetroffen. Verreweg de meest aangetroffen soort was gewoon kribbenmos (*Cinclidotus fontinaloides*; 258 keer, inclusief de mossen die als kribbenmos (*Cinclidotus spec.*) zijn genoteerd), gevolgd door gewoon bronmos (*Fontinalis antipyretica*; 86 keer), watervedermos (*Octodicerus fontanum*; 74 keer), uiterwaardmos (*Leskea polycarpa*; 67 keer) en beekmos (*Leptodictyum riparium*; 64 keer).

Deze soorten geven in het algemeen, net als fyto­benthos, een betere score voor de waterkwaliteit dan de waterplanten. Op een schaal voor voedselrijkdom voor mossen, afgeleid conform de stikstofindicatie volgens Ellenberg (Siebel, 2005), schommelen de mossen gemiddeld rond 6 (matig voedselrijk tot voedselrijk); de waterplanten schommelen op dezelfde schaal volgens Ellenberg *et al.* (1992) rond 7 (voedselrijk). Ook de referentiebeoordeling 'ITEM' voor trofie, die gemaakt is voor de internationale afstemming van de KRW-maatlatten van de midden-europese lidstaten (Birk *et al.*, 2007), geeft voor de aangetroffen mossen een betere score (gemiddelde score rond 5) dan de waterplanten (score rond 8). Hier loopt de schaal van 1 tot 10; een hogere score indiceert een hogere voedselrijkdom.

Een toename of afname van mossen is niet duidelijk waargenomen. Sommige jaren zijn meer mossen gevonden dan andere, maar een trend is er niet. Er is ook geen trendmatige verschuiving van soorten te zien. Daardoor valt er ook geen trend in de indicatie die door deze mossen wordt aangegeven te vinden.

4.1.6 NEVENGEULEN EN STRANGEN

Er zijn pas meetpunten voor macrofyten in nevengeulen en strangen sinds 2007 (Bovenrijn-Waal) en 2008 (Nederrijn-Lek, IJssel). Deze worden in het meetnet allemaal aangeduid met 'nevengeul', maar slechts een deel ervan blijft ook bij lage rivierafvoeren meestromen. Eenzijdig aangetakte strangen zijn benedenstrooms aangetakt en stromen alleen bij hoge afvoeren mee. Enkele meetpunten liggen zelfs in geïsoleerde strangen; deze zijn vrijwel altijd afgesloten van de rivier.

Tabel 4.6: Aantal meetpunten in nevengeulen en strangen (meestromende nevengeul + eenzijdig aangetakte strang + geïsoleerde strang).

	2007	2008	2009	2010	2012	2015
Nederrijn-Lek		0+4+1		0+4+1	0+4+1	0+4+1
IJssel		2+2+1		2+2+1	2+2+1	2+3+0
Bovenrijn-Waal	3+1+1	5+0+1	4+1+1	5+1+1	5+1+1	5+1+1

Door de geringere invloed van scheepsgolven en stroming mag worden verwacht dat waterplanten zich in nevengeulen gemakkelijker ontwikkelen dan in kribvakken. Dit geldt zeker voor de geïsoleerde strangen met een stabiel waterpeil. Dit zou van invloed kunnen zijn op de totale beoordeling zoals beschreven in de eerdere paragrafen.

Totale bedekking

In werkelijkheid blijkt de ontwikkeling vooralsnog vaak tegen te vallen. De dichtheid van de waterbegroeiing in de nevengeulen en in de eenzijdig aangetakte strangen blijkt doorgaans erg laag. De drie strangen die in de zomer geheel geïsoleerd raken van de rivier, bij Wageningen (Nederrijn-Lek), bij De Zande (IJssel) en bij Druten (Bovenrijn-Waal), hebben wel veel waterbegroeiing. Steeds was hier smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) de dominante soort. Deze soort is kenmerkend voor de eerste kolonisatiefase en kan later worden opgevolgd door andere soorten, met name fonteinkruiden. De waterbegroeiing kan zich dan ook heel snel ontwikkelen: in de strang van Wageningen liep de bedekking sterk op 2008 (20%), 2010 (50%) en 2012 (90%), maar was in 2015 zo goed als verdwenen (0,1%). Ook bij De Zande was de begroeiing verdwenen in 2015, maar dit kan ook te maken hebben gehad met de maatregelen die hier zijn uitgevoerd: begin 2015 zijn hier diverse plassen met elkaar verbonden. In Druten was in 2012 ook een andere, oudere, strang bemonsterd en daar werd toen watergentiaan (*Nymphoides peltata*) gevonden met 30% bedekking.

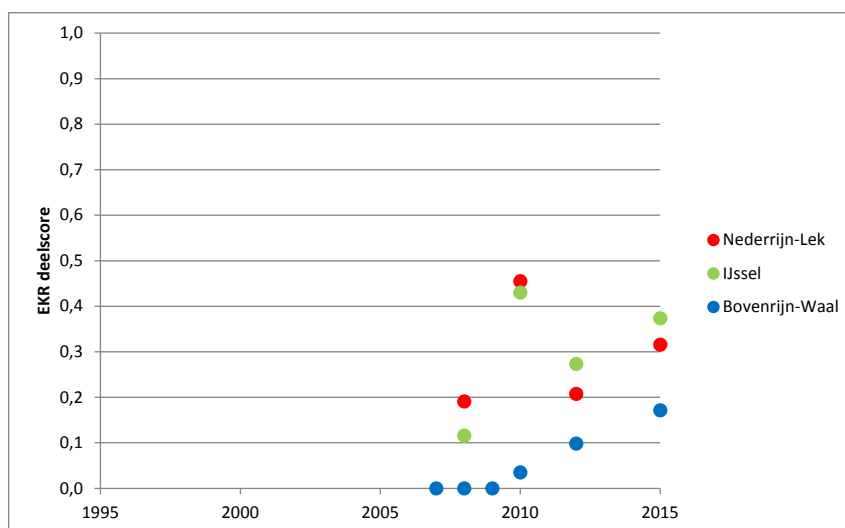
Soortensamenstelling

Naast de hierboven beschreven dominante soorten in enkele geïsoleerde strangen wijkt de soortensamenstelling in de nevengeulen en aangetakte strangen niet duidelijk af van de hoofdgeulen. Er zijn gemiddeld wel iets meer soorten oeverplanten aangetroffen en daaronder zijn gemiddeld meer pioniersoorten te vinden dan in de hoofdgeul. In de relatief recent vergraven nevengeul van de Vreugderijkerwaard bij Zwolle werden in 2010 en 2015 bijvoorbeeld slijkgroen (*Limosella aquatica*) en naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*) gevonden en op de oever diverse soorten duizendknopen (*Persicaria spec.*). In 2008 was dit nog een dichte rietkraag.

Ontwikkeling van de ecologische toestand

De EKR-score in de nevengeulen en strangen (figuur 4.7) is in grote lijnen vergelijkbaar met die van het gehele waterlichaam, vgl. figuur 4.5. Toch zijn er wel kleine verschillen. De nevengeulen en strangen langs de IJssel scoren bijvoorbeeld iets lager dan het hele waterlichaam, de nevengeulen en strangen langs de Nederrijn-Lek en Bovenrijn-Waal juist iets hoger. In de nevengeulen en strangen langs de Nederrijn-Lek en Bovenrijn-Waal lijkt bovendien een sterkere stijging van de EKR-score op te treden dan in het hele waterlichaam, vgl. figuur 4.5.

Door het geringe aantal meetpunten in nevengeulen en strangen en de niet al te grote afwijking van de score voor het waterlichaam, is de invloed van de nevengeulen en strangen op het eindoordeel van het waterlichaam op dit moment gering. Het oppervlakte aan ondiep water in de nevengeulen en strangen is echter aanzienlijk, wat een groter aandeel in de monitoring en beoordeling van het waterlichaam zou rechtvaardigen.



Figuur 4.7: Ontwikkeling van de ecologische toestand van macrofyten in de nevengeulen (soortensamenstelling en abundantie).

4.2 MACROFAUNA

De ecologische toestand voor macrofauna is matig tot ontoereikend. In de Nederrijn-Lek en de IJssel treden sinds ca. 2010 regelmatig lage EKR-scores op.

De levensgemeenschap op stenen en de diepe bodem wordt gedomineerd door exoten. In de kribvakken is het aandeel exoten afgenomen.

De levensgemeenschap van exoten is zeer dynamisch, dat wil zeggen dat sommige soorten snel dominant kunnen worden om daarna weer –vrijwel– te verdwijnen.

De dichtheden en trefkansen van kenmerkende riviersoorten, zoals bijvoorbeeld kokerjuffers en haften zijn laag. Dit zorgt ook voor de soms grote van-jaar-tot-jaar fluctuaties in de EKR-scores.

In het water leven talloze kleine ongewervelde waterdieren, oftewel de macrofauna. Ze zijn met het blote oog zichtbaar, maar lastig te vinden omdat ze vaak verborgen zitten tussen waterplanten, bladeren, stenen of in de waterbodem. Er zijn duizenden soorten, elk met een eigen habitatvoorkeur, voedingswijze en bewegingsgedrag. Voorbeelden van enkele soortgroepen zijn slakken, kokerjuffers, eendagsvliegen en kevers.

Voor dit hoofdstuk worden de resultaten beschreven van de (najaars)monsters van de ondiepe oever (van kribvakken en stenen in de oever) (paragraaf 4.2.1), een lange meetreeks van stenen in de IJssel (paragraaf 4.2.3) en de diepe bodem (vaargeul) (paragraaf 4.2.4). Van de ondiepe oever en de diepe bodem zijn gegevens beschikbaar vanaf 1995; de meetreeks van de stenen in de IJssel gaat terug tot 1975. Daarnaast zijn ook monsters beschikbaar uit het voorjaar en van kunstmatig substraat (knikkerkorfjes en stenezakken) in Lobith en Kampen. Deze monsters zijn alleen gebruikt ten behoeve van de analyse van exoten en kenmerkende riviersoorten (paragraaf 4.2.5 en 4.2.6).

4.2.1 ONDIEPE OEVER

Bemonstering

In de ondiepe oever van de grote rivieren worden twee ‘biotopen’ onderscheiden: stenen en (de zachte bodem van) het kribvak. Deze biotopen worden apart bemonsterd. Op elke monsterlocatie worden vijf stenen verzameld en afgeborsteld; hierbij wordt ook het oppervlak van de bemonsterde stenen opgemeten. De ondiepe bodem in het kribvak wordt bemonsterd met een handnet. Hierbij worden alle voorkomende substraten (grind, zand, slib) naar rato van voorkomen bemonsterd (multi-habitat bemonstering). De monsters van de twee biotopen worden los van elkaar geanalyseerd op de aanwezige soorten en aantallen (abundantie).

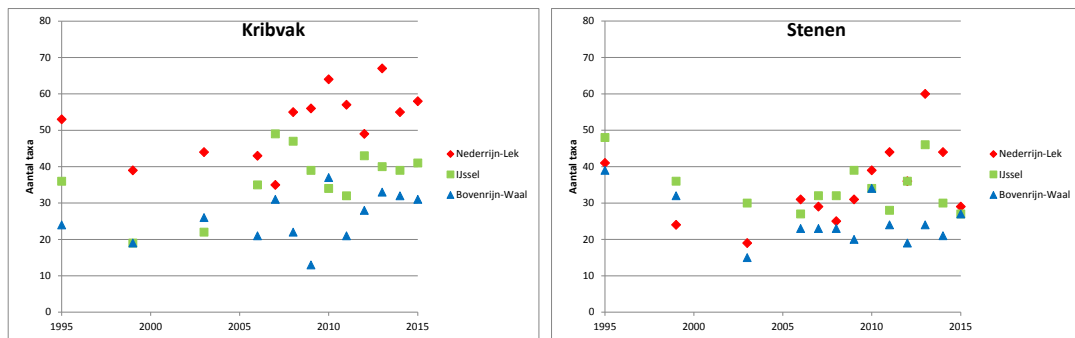
Om de resultaten van de waterlichamen en de verschillende jaren met elkaar te kunnen vergelijken, zijn voor deze analyse in elk waterlichaam drie locaties geselecteerd (zie de bijlage). Voor de Nederrijn-Lek zijn dit Wageningen, Remmerden en Steenwaard, voor de IJssel Velp, Olst (alleen stenen) en Kampen en voor de Bovenrijn-Waal Wolferen, Ophemert en Loevestein. Van deze locaties is een consistente dataset beschikbaar vanaf 1995, met jaarlijkse meetgegevens vanaf 2006.

Soortendiversiteit

De kribvakken worden voornamelijk bevolkt door wormen (*Tubificidae*), vlokreeften (*Gammaridae*), de Donaupissebed (*Jaera istri*), de Aziatische korfmossel (*Corbicula fluminea*) en de Jenkin’s waterhoren (*Potamopyrgus antipodarum*). Wat betreft aantallen geldt dit ook voor de muggenlarve *Cladotanytarsus manicus* gr. en de erwtenmosseltjes (*Pisidium*). De stenen worden rijk bevolkt door de Kaspische slijkgarnaal (*Chelicorophium curvispinum*), de Donaupissebed (*Jaera istri*) en de Ponto-Kaspische vlokreeft (*Dikerogammarus villosus*).

In figuur 4.8 is de ontwikkeling van het totaal aantal soorten en soortgroepen (‘taxa’) in het kribvak en op stenen weergegeven. Bij de interpretatie van de resultaten moet er rekening mee worden gehouden dat de bemonsteringsinspanning in de kribvakken in de Nederrijn-Lek en de IJssel tot en met 2003 hoger was dan daarna. Tot en met 2003 werden de verschillende substraten apart bemonsterd en geanalyseerd, indien aanwezig (zand, slib, waterplanten), met een grotere kans op meer soorten tot gevolg. De waarnemingen tot en met 2003 zijn dus een ‘overschatting’ ten opzichte van de waarnemingen in de periode daarna.

De soortendiversiteit is het hoogst in de Nederrijn-Lek en het laagst in de Waal. In het kribvak is er een licht positieve trend waarneembaar in het aantal taxa. Op de stenen is deze trend alleen in de Nederrijn-Lek waarneembaar. De ontwikkelingen in het aantal taxa worden voornamelijk bepaald door muggenlarven en wormen. Dit zijn soortgroepen met een grote diversiteit aan soorten. Maar ook in de andere soortgroepen zijn trends zichtbaar. Voor de stenen is dit nader uitgediept in paragraaf 4.2.3.

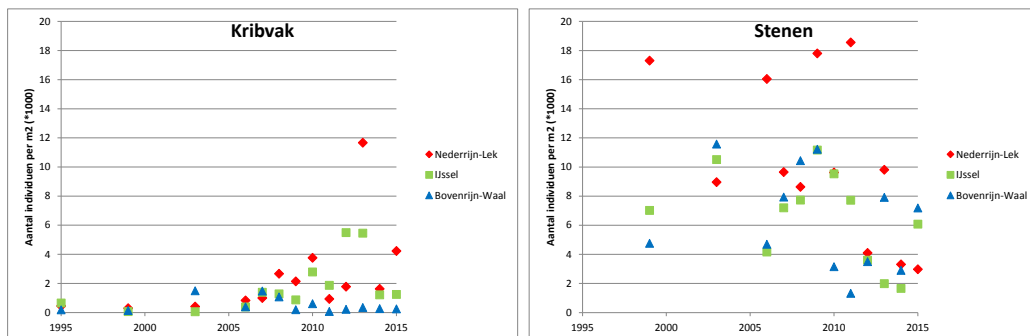


Figuur 4.8: Ontwikkeling van het aantal soorten en soortgroepen (taxa) in het kribvak (handnet) en op stenen (totaal van drie locaties per riviertak).

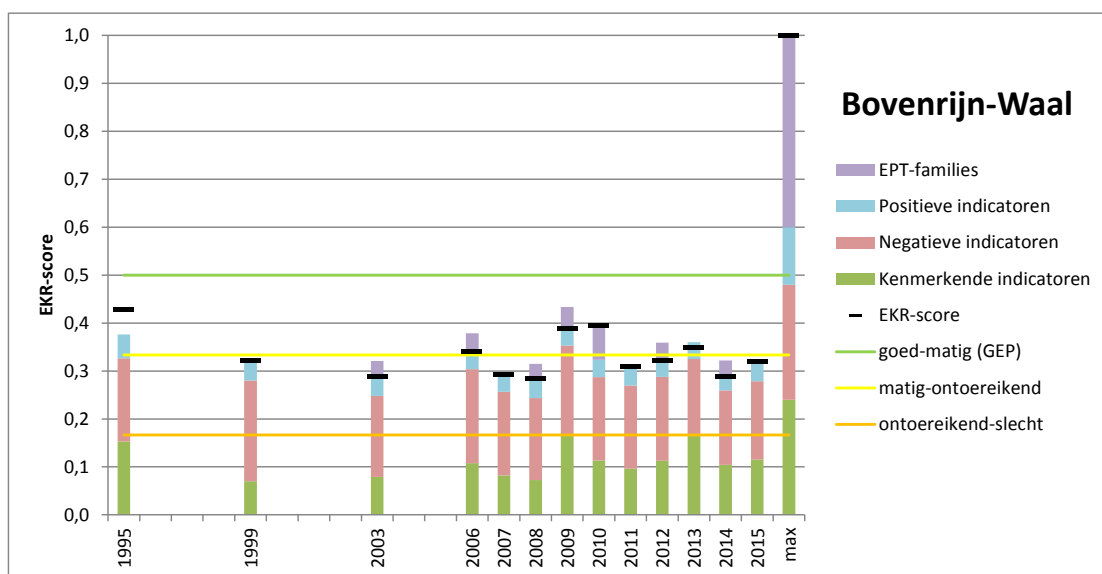
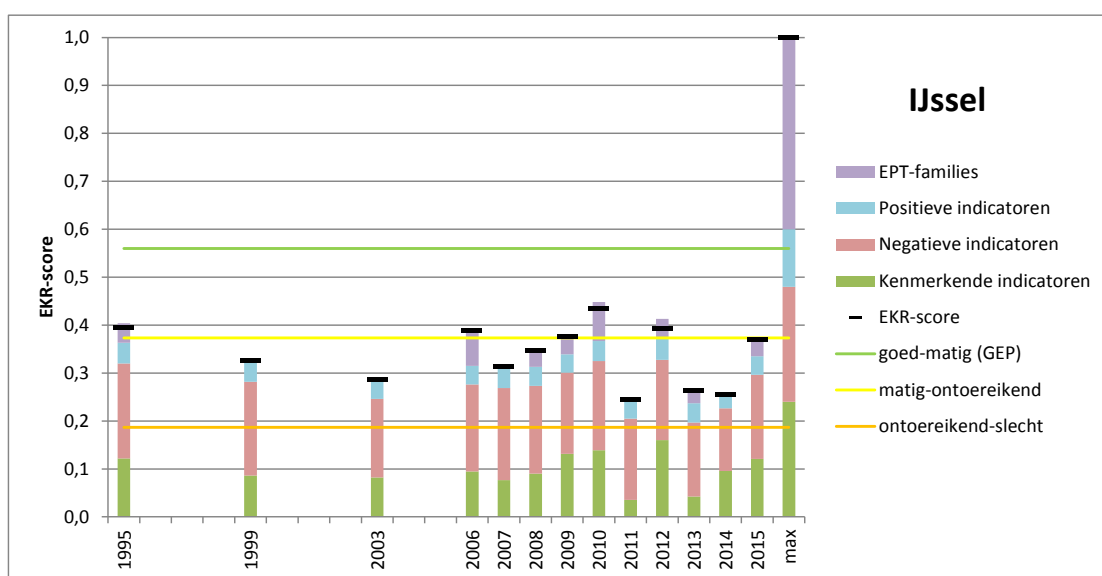
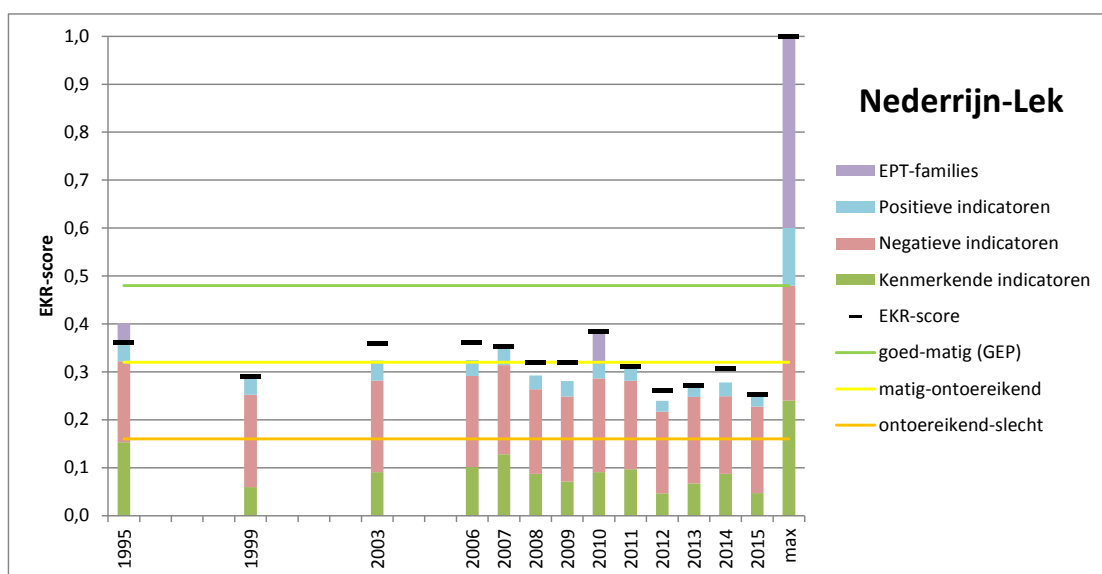
Dichtheden

De aangetroffen dichtheden in het kribvak zijn lager dan die op stenen (figuur 4.9), wat conform de verwachting is. In de kribvakken van de Nederrijn-Lek en IJssel zijn de dichtheden toegenomen, maar later ook weer iets teruggezaakt. In het geval van de Nederrijn-Lek wordt de toename veroorzaakt door de eerder genoemde wormen (*Tubificidae*) en de muggenlarve *Cladotanytarsus mancus* gr.; in de IJssel betreft het grote aantallen van de *Dikerogammarus villosus*, *Tubificidae* en diverse soorten muggenlarven.

Bij de stenen vallen de hogere dichtheden in de Nederrijn-Lek ten opzichte van de IJssel en Bovenrijn-Waal in de periode 1999-2011 op. Daarna nemen de dichtheden overal af tot vergelijkbare waarden rond 2.000-6.000 individuen per vierkante meter. De ontwikkeling van de dichtheden op stenen wordt verder geïllustreerd aan de hand van de meetreeks in de IJssel, zie paragraaf 4.2.3.



Figuur 4.9: Ontwikkeling van de dichtheden in het kribvak (handnet) en op stenen (individuen per m²).



Figuur 4.10: Ontwikkeling van de ecologische toestand voor macrofauna per riviertak. De balkjes geven (een benadering van) de bijdrage van de verschillende indicatoren aan de EKR-score (zwarte lijntjes). Met 'max' wordt de maximale bijdrage getoond; het GEP geeft het ambitieniveau aan (het KRW-doel).

4.2.2 ECOLOGISCHE TOESTAND

De meetgegevens van de ondiepe oever geven de beste indicatie van de ecologische toestand en worden dan ook gebruikt voor de toestandbepaling voor de EU Kaderrichtlijn Water (KRW). Hierbij worden de monsters van de stenen en van de zachte bodem uit het kribvak samengevoegd.

De beoordeling van de ecologische toestand (EKR) op basis van macrofauna is gebaseerd op drie categorieën soorten (deelmaatlatten): kenmerkende indicatoren (percentage soorten), dominant positieve indicatoren (aantals-percentage) en dominant negatieve indicatoren (aantals-percentage). Kenmerkende indicatoren zijn specifiek voor het betreffende watertype in de natuurlijke toestand. Dominant positieve indicatoren zijn soorten die in een ecologisch optimaal ontwikkelde situatie (de referentiesituatie) dominant kunnen zijn.

Dominant negatieve indicatoren zijn soorten waarvan het voorkomen in hoge aantallen indicatief is voor een slechte toestand. Voor de grote rivieren is de score daarbij bovendien afhankelijk van een correctiefactor voor het aantal EPT-families: Ephemeroptera (haften), Plecoptera (steenvliegen) en Trichoptera (kokerjuffers), zie verder van der Molen *et al.*, 2012.

De score op de maatlat geeft aan in hoeverre de macrofauna afwijkt van de natuurlijke referentie (maximale score 1,0). Als gevolg van onomkeerbare veranderingen in het watersysteem en het gebruik, is de KRW-doelstelling lager dan die maximale score. De macrofaunasamenstelling in de Nederrijn-Lek wordt als goed (GEP) beoordeeld bij een score van 0,48; voor de IJssel en Bovenrijn-Waal is dit respectievelijk 0,56 en 0,50, zie tabel 4.7.

Tabel 4.7: Ecologische toestand macrofauna (Rijkswaterstaat, 2015).

			Jaar	
	Waterlichaam	GEP	2009	2015
	Nederrijn-Lek	≥ 0,48	Matig	Ontoereikend
	IJssel	≥ 0,56	Ontoereikend	Ontoereikend
	Bovenrijn-Waal	≥ 0,50	Matig	Ontoereikend

In tabel 4.7 is de ecologische toestand voor macrofauna weergegeven zoals opgenomen in de 'fact-sheets oppervlaktewater 2015' (Rijkswaterstaat, 2015). De huidige toestand wordt voor alle waterlichamen beoordeeld als 'ontoereikend'. Verder lijkt er sprake van achteruitgang ten opzichte van het jaar 2009, maar dit is onzeker aangezien de toestandsbeoordeling voor 2009 (deels) gebaseerd was op een expertoordeel.

Ontwikkeling van de ecologische toestand

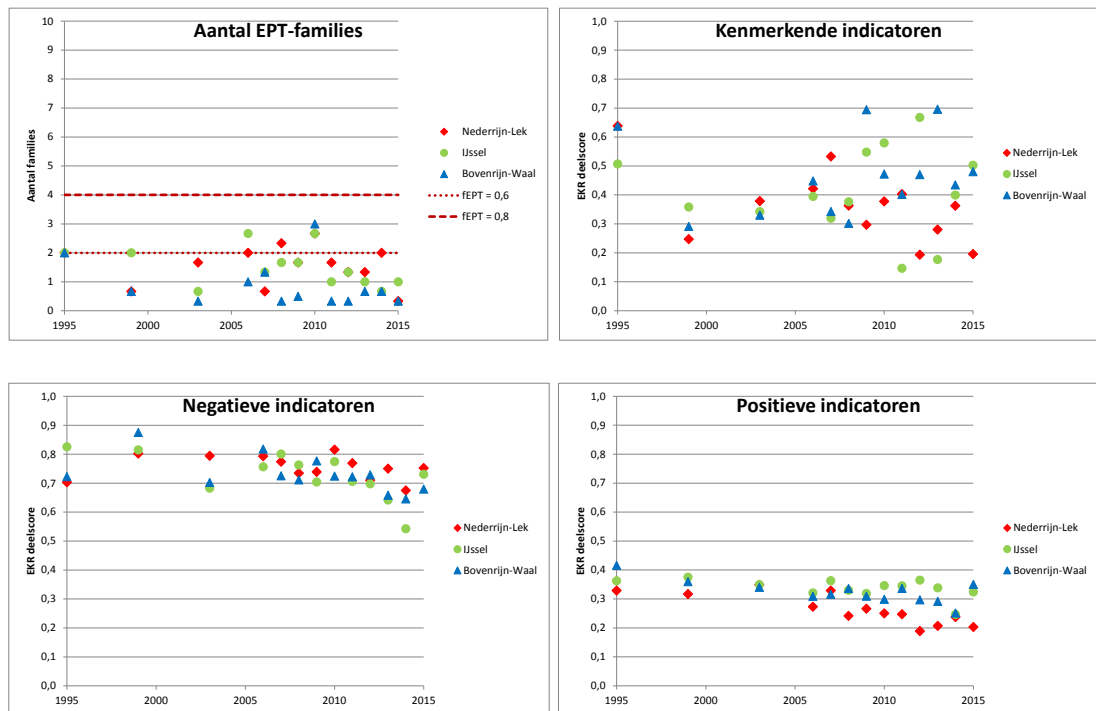
In figuur 4.8 is de ontwikkeling van de ecologische toestand weergegeven als score op de KRW-maatlat voor macrofauna (EKR-score, zwarte lijntjes). Hierbij zijn de scores van de drie locaties gemiddeld. De ecologische toestand op basis van macrofauna is vrij stabiel. De EKR-score schommelt grofweg tussen de 0,25 en 0,4; dit is voor alle waterlichamen de kwaliteitsklasse matig tot ontoereikend. Verder zijn er geen noemenswaardige verschillen tussen de EKR-scores van de drie riviertakken. Wel valt op dat er van jaar tot jaar grote verschillen kunnen optreden in de EKR-score: zelfs de gemiddelde score van drie locaties kan van het ene op het andere jaar 0,05 tot bijna 0,2 punt hoger of lager zijn. Bovendien valt op dat er in de Nederrijn-Lek en de IJssel sinds ca. 2010 regelmatig relatief lage EKR-scores optreden.

In figuur 4.10 is ook de bijdrage van de verschillende indicatoren (deelmaatlatten) aan de totaalscore weergegeven. Deze weergave is een benadering: ten behoeve van de weergave in de grafiek zijn de deelscores gemiddeld en dit wijkt af van de manier waarop de EKR wordt berekend (middelen van locatiescores). Dit is ook de reden waarom het totaal van de balkjes niet helemaal overeenkomt met de EKR-scores. De ontwikkeling van de afzonderlijke deelmaatlatten is afgebeeld in figuur 4.11.

Bij een beschouwing van de resultaten van de deelmaatlatten valt op dat het (gemiddeld) aantal families haften, steenvliegen en kokerjuffers (EPT-families) laag is. Hierdoor kan de EKR-score in de meeste gevallen niet hoger komen dan 0,6. Bovendien is de van jaar tot jaar variatie vrij groot. Dit geldt ook voor de deelscore van de kenmerkende indicatoren: ook deze scores vertonen grote verschillen tussen opeenvolgende jaren, zie figuur 4.2. Veel soorten uit deze groepen komen nu in lage dichtheden voor in de rivieren, zo laag dat de vangstkans en toevalstreffers waarschijnlijk van grote invloed zijn op de EKR-scores (zie ook paragraaf 4.2.5).

De negatieve en de positieve indicatoren vertonen een stabiel beeld, zie figuur 4.. De deelscores voor de negatieve indicatoren zijn vrij hoog, wat betekent dat er relatief weinig negatieve indicatoren in de levensgemeenschap aanwezig zijn. De deelscores voor de positieve indicatoren zijn daarentegen laag.

Daarnaast is een lichte toename in het aandeel negatieve indicatoren zichtbaar, wat resulteert in een lagere deelscore. Bij de positieve indicatoren is voor de Nederrijn-Lek een afname zichtbaar. Beide ontwikkelingen resulteren in een lagere score op de KRW-maatlat en verklaren de recente lage(re) EKR-scores in de Nederrijn-Lek en IJssel. In de Waal wordt de afname gecompenseerd door een toename van het aandeel kenmerkende indicatoren, zie ook figuur 4.11.



Figuur 4.11: Ontwikkeling van het aantal families haften, steenvliegen en kokerjuffers (EPT-families) en de deelscores voor de kenmerkende, negatieve en positieve indicatoren.

Bij de interpretatie van de ontwikkeling van de negatieve en positieve indicatoren is enige terughoudendheid geboden. Beide indicatoren worden namelijk berekend op basis van aantals-percentages: het aandeel van de indicatoren in de totale levensgemeenschap. Deze totale levensgemeenschap bestaat voor een groot deel uit exoten (zie verderop). De meeste van deze exoten zijn niet aangewezen als indicator, maar hun aantallen bepalen wel de totale omvang van de levensgemeenschap en zijn dus wel degelijk van invloed op de hoogte (en de ontwikkeling) van de EKR-deelscores.

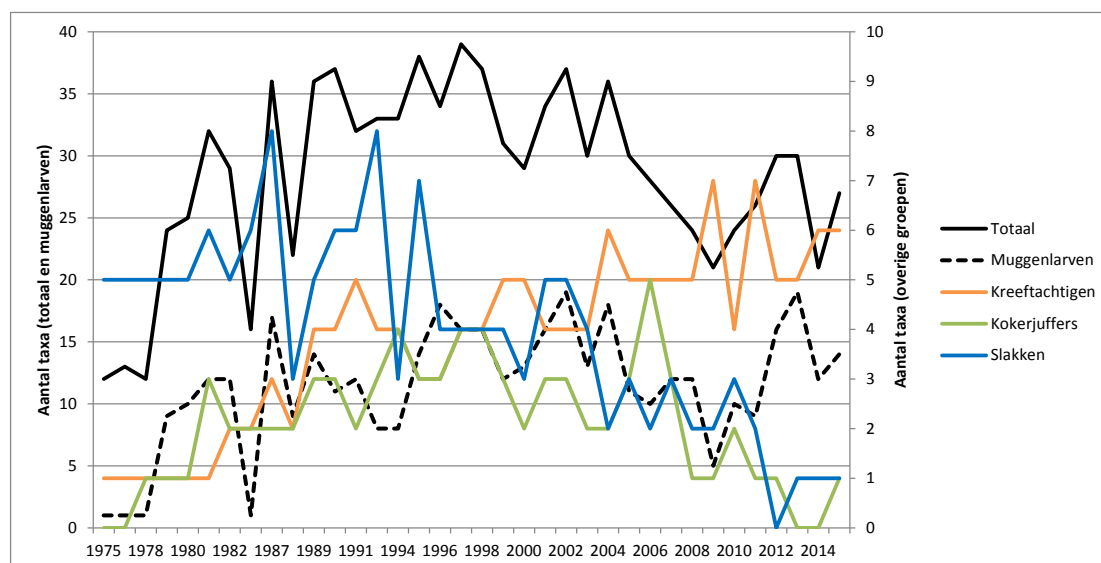
Bemonstering

Op vier locaties langs de IJssel wordt de macrofauna al sinds 1975 bemonsterd (Velp, Steeg, Olst en Wijhe). Hierbij worden op elke locatie vijf stenen uit de oever verzameld, afgeborsteld en geanalyseerd op de aanwezige soorten en aantallen (abundantie). Vanaf 1995 wordt ook het oppervlak van de bemonsterde stenen gemeten om dichtheden te kunnen berekenen. Om de resultaten van de verschillende jaren met elkaar te kunnen vergelijken, zijn de gegevens bewerkt. Zo blijken bijvoorbeeld de wormen niet in alle jaren te zijn gedetermineerd; deze soortgroep is buiten beschouwing gelaten. Hierdoor kunnen de resultaten afwijken van eerdere data-analyses en analyses met onbewerkte data.

Soortendiversiteit

In figuur 4.12 is de ontwikkeling van het aantal taxa op alle stenen langs de IJssel weergegeven. De figuur laat zien dat het totaal aantal soorten in de periode 1975-1990 sterk toeneemt. Vanaf circa 2005 neemt dit aantal weer iets af. De trend in het totaal aantal taxa hangt sterk samen met de trend van de muggenlarven, de soortgroep met het grootste aantal taxa op de stenen. Deze groep is overigens in de beginperiode (en in 1983 en 1988) niet of onvolledig gedetermineerd, hetgeen het beeld van de ontwikkeling van het aantal taxa iets vertekent.

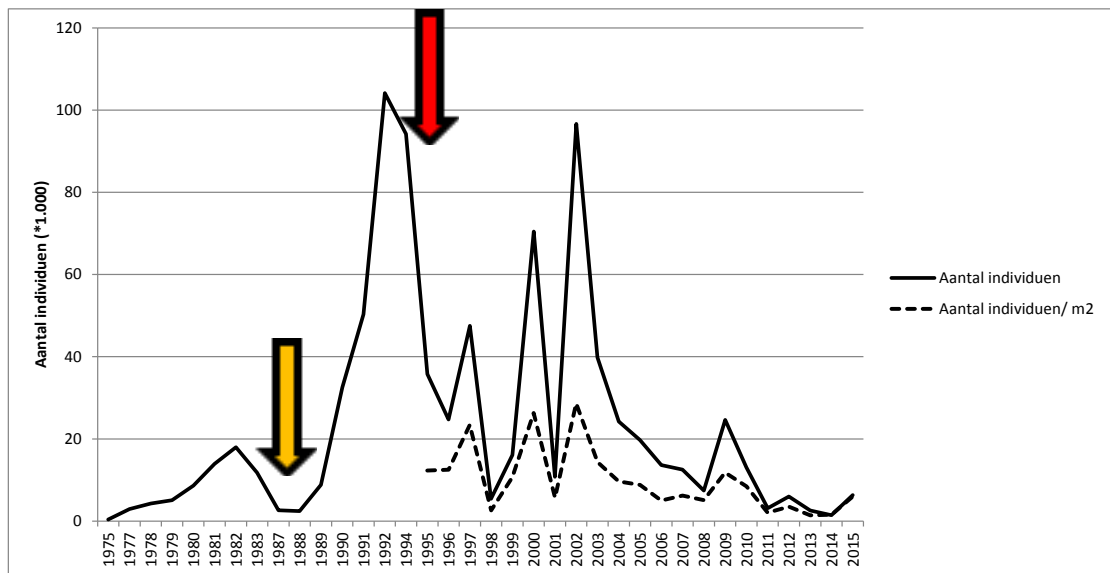
Daarbij zijn er een aantal opvallende trends in een aantal andere soortgroepen. Zo neemt het aantal taxa in de groep kreeftachtigen sterk toe. Aanvankelijk heeft dit te maken met de terugkeer van vlokreeften in de jaren '80; vanaf de jaren '90 betreft het vooral de binnenkomst van een aantal exoten. Daar tegenover neemt het aantal taxa slakken sterk af tot vrijwel nul. Deze afname geldt ook voor het aantal bloedzuigers; hier is de afname eerder ingezet (niet getoond). Ten slotte is er de groep van kokerjuffers, die aanvankelijk toeneemt, maar vanaf circa 2005 een sterke afname laat zien. Eenzelfde trend wordt waargenomen in de groep van platwormen, waar de afname eerder is ingezet (niet getoond).



Figuur 4.12: Ontwikkeling van het aantal soorten en soortgroepen (taxa) op stenen op 4 locaties langs de IJssel.

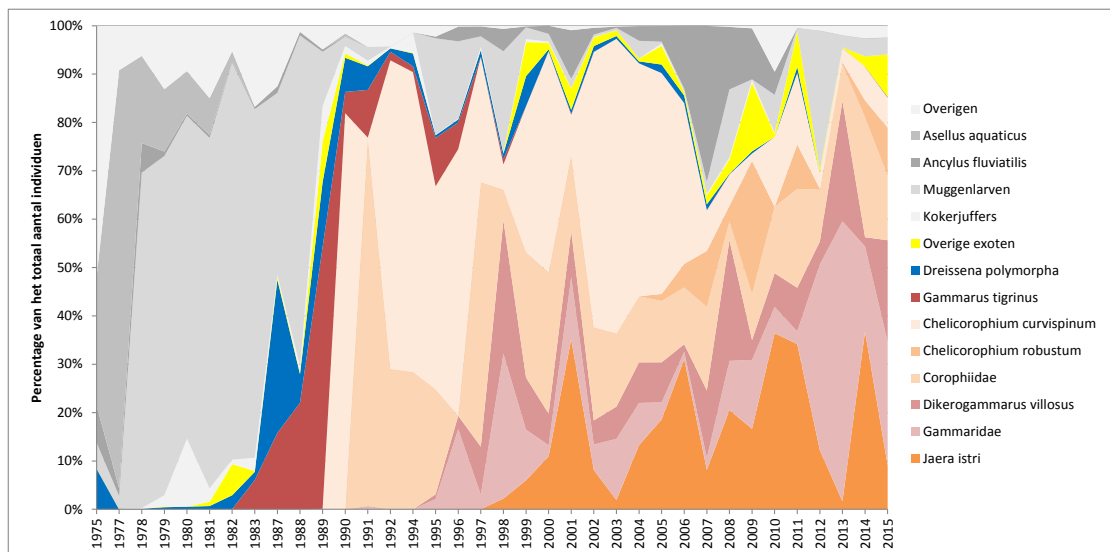
Dichtheden

De ontwikkeling van het aantal individuen en de dichtheden (aantal individuen per m²) is weergegeven in figuur 4.13. Met de binnenkomst van de Kaspische slijkgarnaal (*Chelicorophium curvispinum*, oranje pijl) neemt het totaal aantal individuen (en vermoedelijk ook de dichtheden) macrofauna sterk toe. Gelijktijdig met de binnenkomst van de Ponto-Kaspische vlokreeft (*Dikerogammarus villosus*, rode pijl) nemen de aantallen weer af, waarna deze sterk fluctueren. Na 2002 nemen de aantallen en de dichtheden af tot een niveau van ca. 5.000 individuen per vierkante meter.



Figuur 4.13: Ontwikkeling van het aantal individuen en dichtheden (aantal individuen/m²) op stenen op vier locaties langs de IJssel (oranje pijl: eerste waarneming slijkgarnaal *Corophium curvispinum*, rode pijl: eerste waarneming Ponto-Kaspische vlokreeft *Dikerogammarus villosus*).

In figuur 4.14 is de ontwikkeling van de dominante soorten en hun relatieve abundanties weergegeven. In de figuur is goed te zien hoe de dominantie verschuift van de waterpissebed (*Asellus aquaticus*) en muggenlarven in de jaren '80 naar slijkgarnalen, vlokreeften en de Donaupissebed (*Jaera istri*) in de huidige situatie. Vanaf 1990 schommelt het percentage exoten rond de 90% met uitschieters tot 99% van het aantal individuen.



Figuur 4.14: Ontwikkeling van de dominante soorten en hun relatieve abundantie op stenen op vier locaties langs de IJssel. In de figuur zijn de exoten met een kleur weergegeven; de overige soorten in grijs. De overgang van kleur naar grijs tincten markeert het percentage exoten op de stenen.

4.2.4 DIEPE BODEM

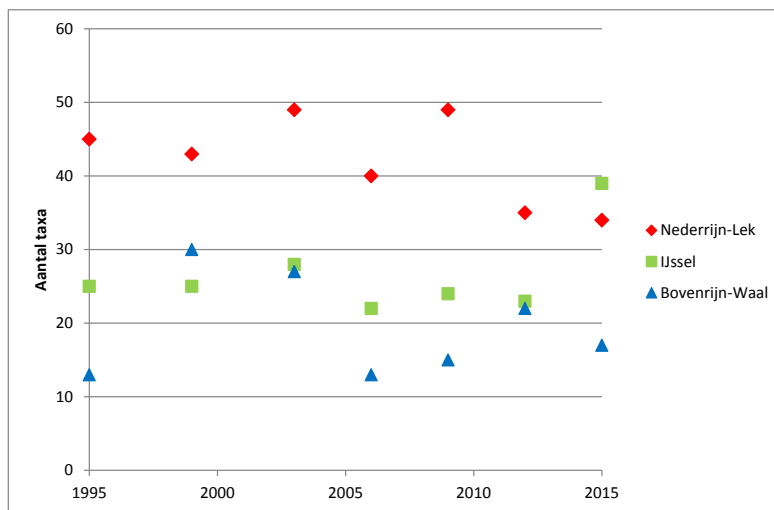
Bemonstering

De diepe bodem wordt bemonsterd vanaf de boot. Afhankelijk van de samenstelling van het substraat wordt hierbij een (van Veen) happer gebruikt (fijn zand) of een werpkorf (grof zand en grind). De bemonstering is kwalitatief; dat wil zeggen dat het bemonsterde oppervlak niet betrouwbaar is vast te stellen en dat de resultaten indicatief zijn. De diepe bodem wordt om de ca. drie jaar bemonsterd.

Soortendiversiteit

De soortensamenstelling van de diepe bodem lijkt erg op die van de kribvakken, ware het niet dat de Aziatische korfmossel (*Corbicula fluminea*) hier dominant is. Daarnaast worden wormen (*Tubificidae*) en de Kaspische slijkgarnaal (*Chelicorophium curvispinum*) vaak en veel aangetroffen, evenals de Do-naupissebed (*Jaera istri*), de borstelworm *Hypania invalida* (vaak) en de worm *Propappus Volki* (veel). De laatste is een soort van zandige en grindige bodems.

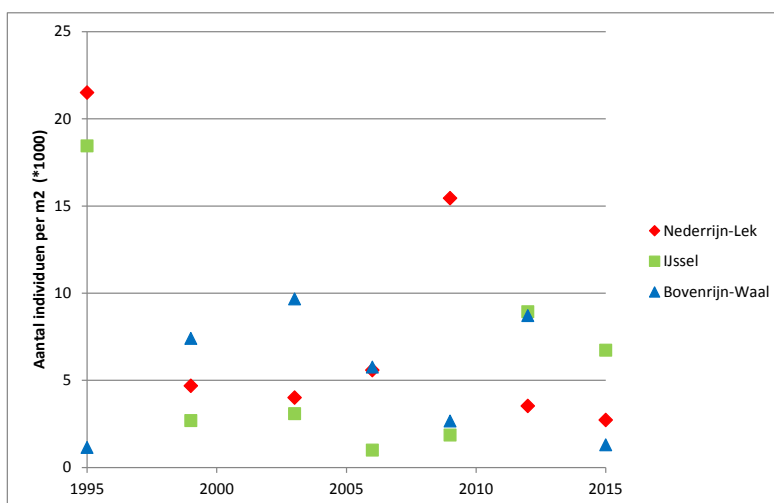
Wat betreft de ontwikkeling van het aantal soorten en soortgroepen (taxa) valt vooral op dat de diepe bodem van de Nederrijn-Lek meer taxa herbergt dan de IJssel en Bovenrijn-Waal, zie figuur 4.15. Dit wordt vooral veroorzaakt door een grotere soortenrijkdom aan wormen en muggenlarven. In mindere mate geldt dit ook voor de weekdieren (slakken en tweekleppigen). Wel is het aantal taxa in de Nederrijn-Lek in de laatste twee meetjaren lager. In de IJssel zijn in het laatste meetjaar daarentegen ineens veel meer taxa gevonden. Deze toename komt vooral voor rekening van de wormen en muggenlarven.



Figuur 4.15: Ontwikkeling van het aantal soorten en soortgroepen (taxa) in de diepe bodem (totaal van drie locaties).

Dichtheden

In figuur 4.16 zijn de berekende dichtheden van de fauna van de diepe bodem weergegeven. Deze dichtheden zijn indicatief, maar liggen in de ordegrootte van de dichtheden op stenen, vgl. figuur 4.11. De piek in dichtheden in de IJssel (1995) wordt veroorzaakt door vlokreeften (*Gammaridae*); de hoge dichtheden in de Nederrijn-Lek (1995 en 2009) betreffen hogere dichtheden van alle soortgroepen.



Figuur 4.16: Ontwikkeling van de dichtheden in de diepe bodem (individuen per m², indicatief).

Variatie in de lengterichting van de rivier

Ten slotte is er op basis van de gegevens van 2012 en 2015 onderzocht of er een gradiënt aanwezig is in de soortendiversiteit en dichtheden van bovenstrooms naar benedenstrooms. Wat betreft de soortendiversiteit kan er geen duidelijke gradiënt worden waargenomen, behalve dat de soortendiversiteit op het meest benedenstroomse monsterpunt in de IJssel veel groter is dan de overige monsterpunten en dat de diversiteit in het middentraject van de IJssel en de Waal kleiner is. Dit laatste is ook waargenomen bij de dichtheden. Deze middentrajecten met hun dynamische zandbodems zijn erg ongeschikt voor de meeste macrofaunasoorten. Dit geldt minder voor de meer bovenstroomse trajecten waar grover zand en grind meer schuilmogelijkheden en aanhechtingsplaatsen bieden. Benedenstroomse delen zijn juist geschikter vanwege de fijnere, minder dynamische en voedselrijkere bodems die daar voorkomen, zie paragraaf 2.3.5.

4.2.5 EXOTEN

Dominantie van exoten

Uit voorgaande paragrafen is al gebleken dat de dominante soorten van de ondiepe bodem, stenen en diepe bodem vaak exoten zijn, zowel qua presentie (aanwezigheid in de monsters) als qua abundantie (aandeel individuen in de levensgemeenschap). In tabel 4.8 is dit nog eens geïllustreerd aan de hand van de top-5 van dominante soorten in de Rijntakken (op basis van alle monsters): met uitzondering van de muggenlarve *Cricotopus bicinctus* en de *Tubificidae* (wormen) behoren alle soorten uit tabel 4.8 tot de exoten.

Tabel 4.8: Top-5 dominante soorten wat betreft presentie (percentage aanwezigheid in het totaal aantal monsters) en abundantie (percentage van het totaal aantal individuen).

	Presentie				Abundantie	
	Soort	%			Soort	%
1	<i>Chelicorophium curvispinum</i>	85		1	<i>Chelicorophium curvispinum</i>	43
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	66		2	<i>Jaera istri</i>	6
3	<i>Dikerogammarus villosus</i>	63		3	<i>Gammarus tigrinus</i>	4
4	<i>Jaera istri</i>	60		4	<i>Dikerogammarus villosus</i>	2
5	<i>Cricotopus bicinctus</i>	51		5	<i>Tubificidae</i>	2

Meest voorkomende soorten en eerste waarneming

Exoten zijn soorten die niet van oudsher in Nederland voorkomen, maar zich in de loop van de tijd in Nederland hebben gevestigd. In tabel 4.9 zijn de meest voorkomende exoten-soorten weergegeven met daarbij hun eerste waarneming in de Rijntakken op basis van de gegevens. De driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) komt al langer voor in Nederland en wordt daarom als 'ingeburgerd' beschouwd.

Opvallend is dat een aantal exoten inmiddels weer uit de Rijntakken lijkt te zijn verdwenen. Een groot aantal soorten wordt voor het eerst in 1988 waargenomen: in dat jaar is de monitoring van de macrofauna aanzienlijk uitgebreid. De meeste nieuwkomers arriveren in de periode tot 2005, daarna neemt zowel het aantal invasies (niet getoond) als de invasie van soorten die dominant worden af (tabel 4.9).

Tabel 4.9: Eerste waarneming (wn) van de meest frequent voorkomende exoten-soorten in de Rijntakken.

Soort	Nederlandse naam	Wn	Opmerkingen
<i>Dreissena polymorpha</i>	Driehoeksmossel	1975*	
<i>Giardia (Dugesia) tigrina</i>	Tijgerplatworm	1981	Weer (vrijwel) verdwenen
<i>Gammarus tigrinus</i>	Tijgervlokreeft	1982	Weer verdwenen
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Kaspische slijkgarnaal	1988	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Jenkins' waterhoren	1988	
<i>Corbicula fluminea</i>	Aziatische korfmossel	1991	
<i>Corbicula fluminalis</i>	Toegeknepen korfmossel	1991	Weer (vrijwel) verdwenen
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	- (netspinnende kokerjuffer)	1994	Weer (vrijwel) verdwenen
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Pontokaspische vlokreeft	1995	

Echinogammarus ischnus	- (vlokreeft)	1995	
Hypania invalida	- (borstelworm)	1996	
Jaera istri	Donaupissebed	1997	
Dendrocaelum romanodanubiale	- (platworm)	1999	Weer (vrijwel) verdwenen
Chelicorophium robustum	- (slijkgarnaal)	2003	
Dreissena bugensis	Quaggamossel	2007	
Dikerogammarus haemobaphes	- (vlokreeft)	2009	
Chelicorophium sowinskyi	- (slijkgarnaal)	2014	

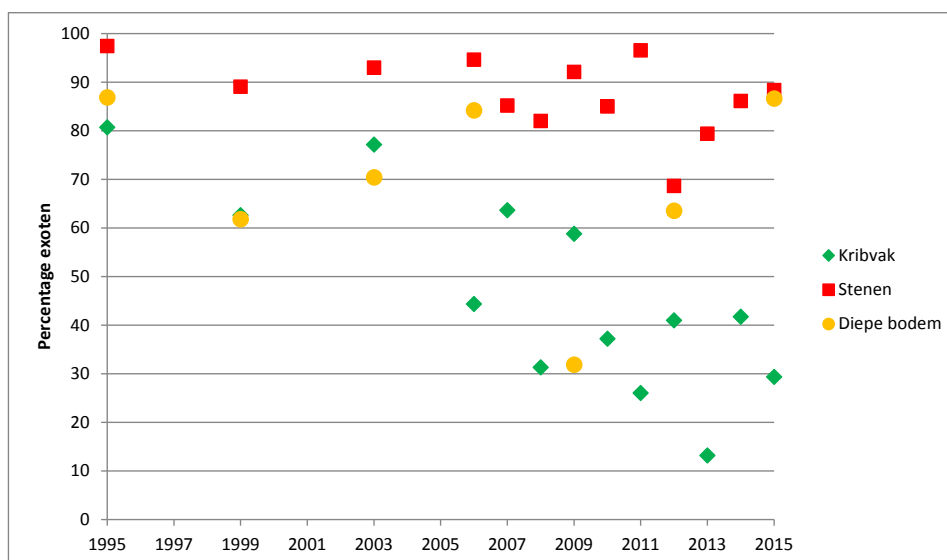
*betreft eerste waarneming in de dataset, soort komt al langer voor in Nederland

Ontwikkeling van de dominantie van exoten

In figuur 4.17 is het aandeel van de exoten in de levensgemeenschap van het kribvak, op stenen en in de diepe bodem gepresenteerd. Hieruit blijkt dat het aandeel exoten op stenen onverminderd hoog blijft, maar dat het aandeel in het kribvak gestaag afneemt. Dit hangt samen met de toename van abundantie van soorten als wormen (*Tubificidae*) en muggenlarven.



Close-up van de van de Kaspische slijkgarnaal (*Chelicorophium curvispinum*; links) en de Ponto-Kaspische vlokreeft (*Dikerogammarus villosus*; rechts) (foto's: Rijkswaterstaat hydrobiologisch laboratorium).

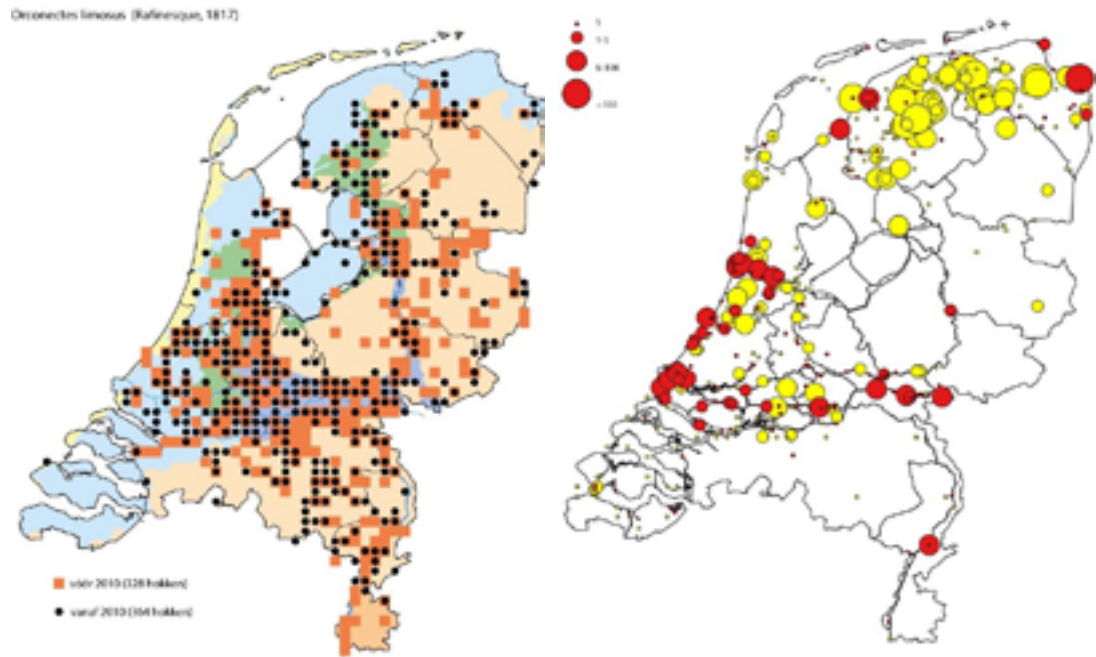


Figuur 4.17: Aandeel exoten in de macrofaunalevensgemeenschap van het kribvak, op stenen en in de diepe bodem.

Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft en Chinese wolhandkrab

Twee exoten-soorten die al langer in Nederland verblijven zijn de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes limosus*) en de Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis*). Beide soorten zijn alomtegenwoordig in de Rijntakken (zie figuur 4.18), maar desondanks niet aangetroffen in de macro-

faunabemonstering van de ondiepe bodem, diepe bodem en stenen in de oeverzone. De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft is wel frequent aangetroffen in de bemonstering van kunstmatig substraat ('knikkerkorfjes'; 1988-2003).



Figuur 4.18: Verspreiding van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes limosus*; links) en de Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis*; rechts: geel zijn records voor 1950, rood vanaf 1950). Gegevens van IJsselmeer en recente gegevens Noord-Nederland ontbreken nog (bron: EIS Kenniscentrum Insecten & andere ongewervelden).

De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft wordt sinds de jaren zestig van de vorige eeuw aangetroffen in Nederland. Het is een algemene, tolerante soort die vrijwel overal in Nederland voorkomt. De soort wordt als drager van de kreeftenpest verantwoordelijk gehouden voor de sterke achteruitgang van de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*). Verder zijn er geen negatieve effecten van de soort bekend (Soes en Kroese, 2010).

De Chinese wolhandkrab komt sinds 1931 voor in Nederland. De volwassen dieren leven in het zoete water, maar in september/oktober trekken ze naar het zoute water voor de voortplanting. De Chinese wolhandkrab is een omnivoor en heeft effecten op meerdere trofische niveaus van het voedselweb. De krab eet naast waterplanten, algen en detritus ook macrofauna en visbroed. De soort heeft een voorkeur voor kleine mosselsoorten (o.a. *Sphaerium* en *Pisidium*). De waargenomen aantallen in fuiken en diverse case-beschrijvingen maken het optreden van deze effecten aannemelijk (Soes *et al.*, 2007).

4.2.6 KENMERKENDE RIVIERSOORTEN

De meest aansprekende kenmerkende riviersoorten zijn te vinden in de soortgroepen van de steenvliegen, eendagsvliegen, kokerjuffers en libellen (tabel 4.10). Deze soortgroepen komen als larve in het water voor, waarna ze uitvliegen, paren en via de eieren weer terugkeren in het water. Steenvliegen worden zelden waargenomen langs de grote rivieren. Dit geldt ook voor de larven van libellen, hoewel dit ook samenhangt met de manier van bemonsteren: er is bijvoorbeeld maar één keer een larve van een rivierrombout (*Gomphus flavipes*) gevangen in het water van de Rijntakken, terwijl de volwassen dieren sinds 1996 weer volop worden waargenomen, net als vervellingshuidjes in de oeverzone (Kalkman, 2004).

De groep van de eendagsvliegen is al wat talrijker met kenmerkende soorten als *Caenis luctuosa*, *Heptagenia sulphurea* en schoraas (*Ephoron virgo*). Deze laatste twee soorten zijn (vrijwel) alleen in het kunstmatig substraat aangetroffen en na 2003 (het jaar waarin deze bemonstering is gestopt) niet meer gevangen in het water. Dit geldt trouwens ook voor de kiezelzwemwants (*Aphelocheirus aestivalis*), een zeer karakteristieke soort uit de groep van de wantsen.



Schoraas (Ephoron virgo), 'veroorzaker' van 'zomersneeuw' (foto: Daan Drukker).

Het schoraas (*Ephoron virgo*) is de 'veroorzaker' van 'zomersneeuw', het verschijnsel waarbij de larven zo massaal uitvliegen dat het lijkt alsof het sneeuwt. Deze soort verdween in de jaren dertig als gevolg van watervervuiling. Sinds 1991 worden weer massaal eendagsvliegen gezien (Bij de Vaate *et al.*, 1992). Tussen 1992 en 2007 is het verschijnsel jaarlijks waargenomen, daarna alleen in 2012, 2015 en 2016 (Ark natuurontwikkeling, 2016).

Tabel 4.10: Voorkomen van enkele kenmerkende riviersoorten en hun presentie (percentage van het totaal aantal monsters) in de dataset van de Rijntakken (1975-2015).

Soort	Nederlandse naam	%	Opmerkingen
<i>Gomphus flavipes</i>	Rivierrombout	0,1	Toegenomen sinds 1995
<i>Caenis luctuosa</i>	- (eendagsvlieg)	6,5	
<i>Heptagenia sulphurea</i>	- (eendagsvlieg)	1,3	
<i>Ephoron virgo</i>	Schoraas	2,5	Zomersneeuw
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Kiezelzwemwants	0,6	
<i>Ecnomus tenellus</i>	- (kokerjuffer)	33,9	Inmiddels (vrijwel) verdwenen
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	- (netspinnende kokerjuffer)	17,9	Inmiddels verdwenen
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	- (netspinnende kokerjuffer)	24,2	Exoot, weer (vrijwel) verdwenen
<i>Rheotanytarsus</i>	- (muggenlarve)	19,4	Inmiddels verdwenen
<i>Rheopelopia</i>	- (muggenlarve)	5,9	Inmiddels verdwenen
<i>Ancylus fluviatilis</i>	Ronde beekmuts	43,7	Inmiddels (vrijwel) verdwenen

De meest frequent voorkomende kokerjuffer is *Ecnomus tenellus*, een soort die vooral te vinden is op hard substraat in de oeverzone. Deze soort is overigens niet aangemerkt als kenmerkende soort voor de grote rivieren in de KRW-maatlatten (watertype R7). Dit is vreemd omdat de soort wel als kenmerkend geldt voor midden- en benedenlopen van beken en kleine riviertjes (R5 en R6). Een andere veel voorkomende karakteristieke kokerjuffer is *Hydropsyche*. Ook deze soortgroep wordt vooral aangetroffen op hard substraat. De laatste jaren worden steeds minder kokerjuffers gevonden; zowel in 2014 als in 2015 zijn er nog maar enkele kokerjuffers aangetroffen in de monsters. Overigens is *Hydropsyche bulgaromanorum* als kenmerkende soort opgenomen in de KRW-maatlat, ondanks dat het een 'exoot' is.

Deze trend is ook van toepassing op enkele andere karakteristieke soorten van stromend water, zoals

de muggenlarven *Rheotanytarsus* en *Rheopelopia* en de ronde beekmuts (*Ancylus fluviatilis*). Ook deze soorten worden voornamelijk aangetroffen op hard substraat.



Stenen in de oeeverzone bij Wijhe (IJssel) (foto: Bureau Waardenburg).

De ecologische toestand voor vissen is matig tot ontoereikend en vrij stabiel.

De omvang van het visbestand is de laatste jaren lager dan voorheen, zowel op basis van aantallen als biomassa.

Vanaf 2005/2006 is er een afname in het aantal inheemse stromingsminnende soorten. Deze afname gaat gepaard met de opkomst van Ponto-Kaspische grondelsoorten.

De inheemse rivierdonderpad en riviergrondel zijn vrijwel volledig verdwenen uit het Nederlandse Rijntakkenstelsel; waarschijnlijk verdrongen door exotische grondels.

Qua trekvisserij zijn geen trends te zien in de MWTL-bemonsteringen. De trekvisserij lijkt niet duidelijk toe of af te nemen.

In dit hoofdstuk worden de toestand en trends voor vissen beschreven (paragraaf 4.3.1). De ecologische toestand voor de KRW wordt beschreven in paragraaf 4.3.2. Daarnaast is er specifiek aandacht voor de toestand en trends van enkele beschermde vissoorten, zie paragraaf 4.3.3.

4.3.1 OMVANG EN SAMENSTELLING VISSTAND

Bemonstering

De basisgegevens voor de visstand zijn de resultaten van de actieve MWTL-monitoring op de grote rivieren, zie de bijlage. Deze resultaten zijn verkregen door visserij met een boomkor in het open water van de hoofdstroom en zijwateren van de Rijntakken. De oevers zijn met een elektroschepnet bevestigd. De ruwe vangstgegevens zijn opgewerkt tot bestandschattingen door deze te corrigeren voor het vangstrendement, per deelgebied te sommeren en vervolgens te delen door het bevestigd oppervlak. De onderscheiden deelgebieden zijn het open water en de oevers. Het totale bestand wordt verkregen door het naar oppervlak gewogen gemiddelde te nemen van de schattingen per deelgebied.

Sinds 1997 is de bemonstering grotendeels gestandaardiseerd met betrekking tot meetpunten en inspanning. Na 2012 zijn hier enkele veranderingen in aangebracht, namelijk; 1) halvering van de inspanning in de bovenloop van de Nederrijn-Lek en de toevoeging van de benedenloop van de Nederrijn-Lek aan het onderzoeksgebied; 2) halvering van de inspanning in de Bovenwaal en Rijn en de toevoeging van de Benedenwaal aan het onderzoeksgebied; 3) halvering van de inspanning in de bovenloop van de IJssel. Een andere belangrijke verandering in de uitvoering van het onderzoek is dat de bemonstering steeds vroeger in het jaar wordt uitgevoerd. Waar de bemonstering in vroegere jaren tot ver in april werd uitgevoerd, is deze tegenwoordig omstreeks half tot eind maart afgerond.

Soortensamenstelling

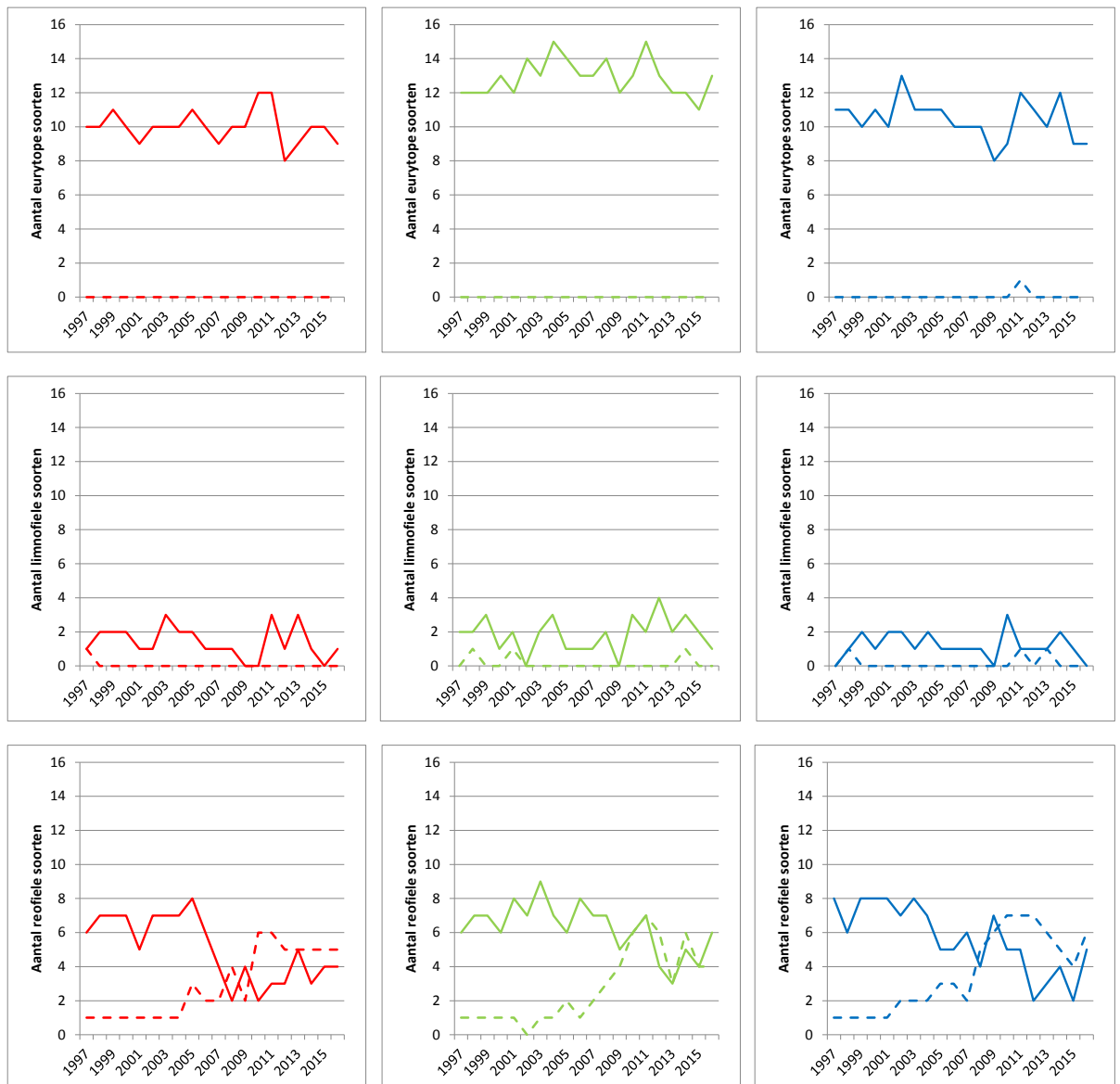
Sinds 1997 zijn er tijdens de volledige MWTL-monitoring van de Rijntakken in totaal 69 vissoorten gevangen. Hiervan zijn er 62 in de Nederrijn-Lek gevangen, 50 in de IJssel en 60 in de Bovenrijn-Waal. Hoewel er sprake is van een soortenrijke visstand, wordt 20 tot 29% van de aangetroffen soorten tot de exoten gerekend. Dit zijn soorten als graskarper, roofblei, zonnebaars en steurachtigen die al langere tijd in deze wateren voorkomen. Na de eeuwwisseling zijn hier verschillende Ponto-Kaspische grondelsoorten bijgekomen (marmergrondel, zwartbekgrondel, Kesslers grondel, Pontische stroomgrondel) en soorten als de blauwneus en donaubrasem.

In figuur 4.19 is ontwikkeling in de soortenrijkdom in beeld gebracht op basis van de actieve monitoring. Er is onderscheid gemaakt in de herkomst en het stromingsgilde waartoe een vissoort behoort (naar Noble & Cowx, 2002). Eurytope soorten, zonder specifieke stromingsvoorkeur, zijn het best vertegenwoordigd in de soortensamenstelling, waarbij dit vrijwel alleen inheemse soorten zijn (zie de bovenste rij van figuur 4.19). Algemeen voorkomende soorten zijn aal, alver⁵, baars, blankvoorn, brasem, kolblei, pos, snoek en snoekbaars. Doordat soorten als kleine modderkruiper en spiering met grotere regelmaat in de IJssel worden aangetroffen is het aantal eurytope soorten in deze rivier iets hoger dan in de Nederrijn-Lek en Bovenrijn-Waal.

De soorten met een voorkeur voor stilstaand water (limnofiel, middelste rij) hebben slechts een klein aandeel in de soortensamenstelling. Maximaal zijn drie tot vier soorten per jaar gevangen, voorname-

5 Voor de maatlat R7 wordt de alver als stromingsminnend beschouwd (Molen *et al.*, 2012).

lijk inheems. Soorten als zeelt, ruisvoorn, bittervoorn, tiendoornige stekelbaars of vetje zijn het meest algemeen aanwezig. Het vetje is hierbij voornamelijk in de IJssel gevangen. Af en toe wordt een exoot als zonnebaars, graskarper of goudvis aangetroffen.

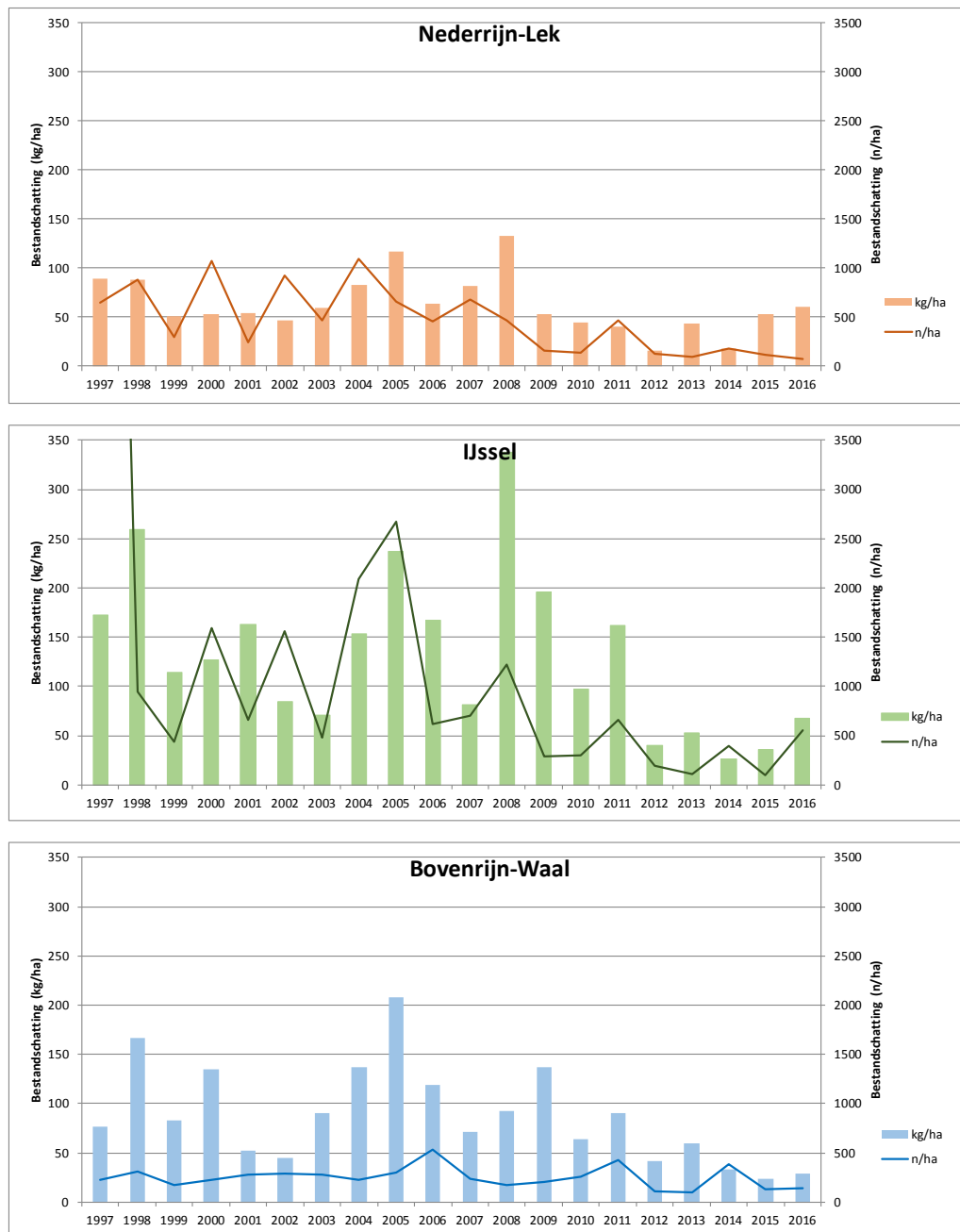


Figuur 4.19: Aantal eurytope, limnofiele en reofiele soorten dat in de Nederrijn-Lek (rood), IJssel (groen) en Bozenrijn-Waal (blauw) is aangetroffen. Inheemse soorten zijn weergegeven met een doorgetrokken lijn, exoten met een stippellijn.

De eerste helft van de monitoringsperiode zijn in alle drie de Rijntakken zo'n zes tot acht inheems reofiele soorten gevangen. Dit zijn soorten als barbeel, kopvoorn, rivierdonderpad, riviergrondel, serpeling, sneep en winde. Na 2005/2006 is er een afname van het aantal inheemse reofiele soorten. Soorten als rivierdonderpad en rivierprik worden tijdens de actieve monitoring niet meer gevangen, soorten als serpeling, kopvoorn en riviergrondel minder frequent. Deze afname gaat gepaard met de opkomst van de eerder genoemde exoten marmergrondel, Kesslers grondel, Pontische stroomgrondel, witvinggrondel en zwartbekgrondel. Voor de rivierdonderpad is vastgesteld dat deze afname veroorzaakt wordt door de opkomst van de Ponto-Kaspische grondelsoorten (Kessel *et al.*, 2016).

Omvang visbestand

In figuur 4.20 is de omvang van de visbestanden in de Rijntakken weergegeven. Figuren 4.21 en 4.22 presenteren respectievelijk de aandelen die de verschillende stromingsgilden hebben in biomassa en aantallen, evenals de lengteopbouw van het visbestand.



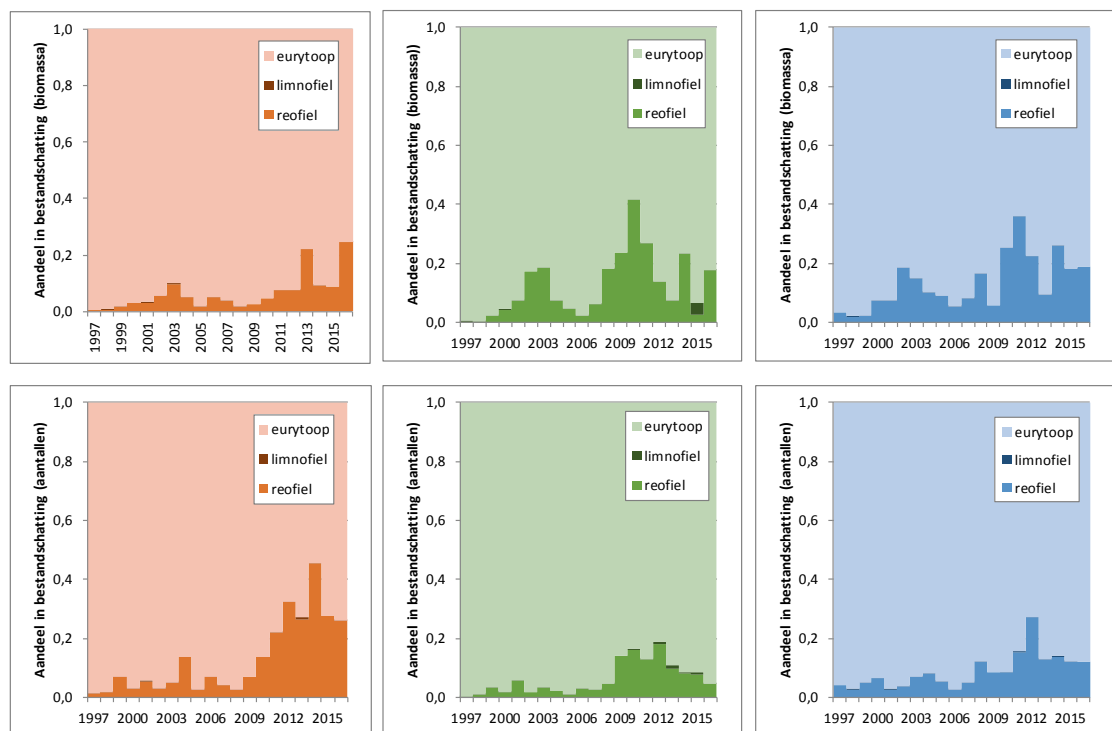
Figuur 4.20: Raming van het visbestand in de Nederrijn-Lek, IJssel en Bovenrijn-Waal (kg/ha en aantal/ha).

De visbestanden variëren globaal tussen 50 en 150 kg/ha met uitschieters tot over de 300 kg/ha, zie figuur 4.20. De grootste visbiomassa is over het algemeen aanwezig in de IJssel, gevolgd door de Bovenrijn-Waal en de Nederrijn-Lek. Voor al deze wateren geldt dat de omvang van het visbestand de laatste jaren lager is dan voorheen.

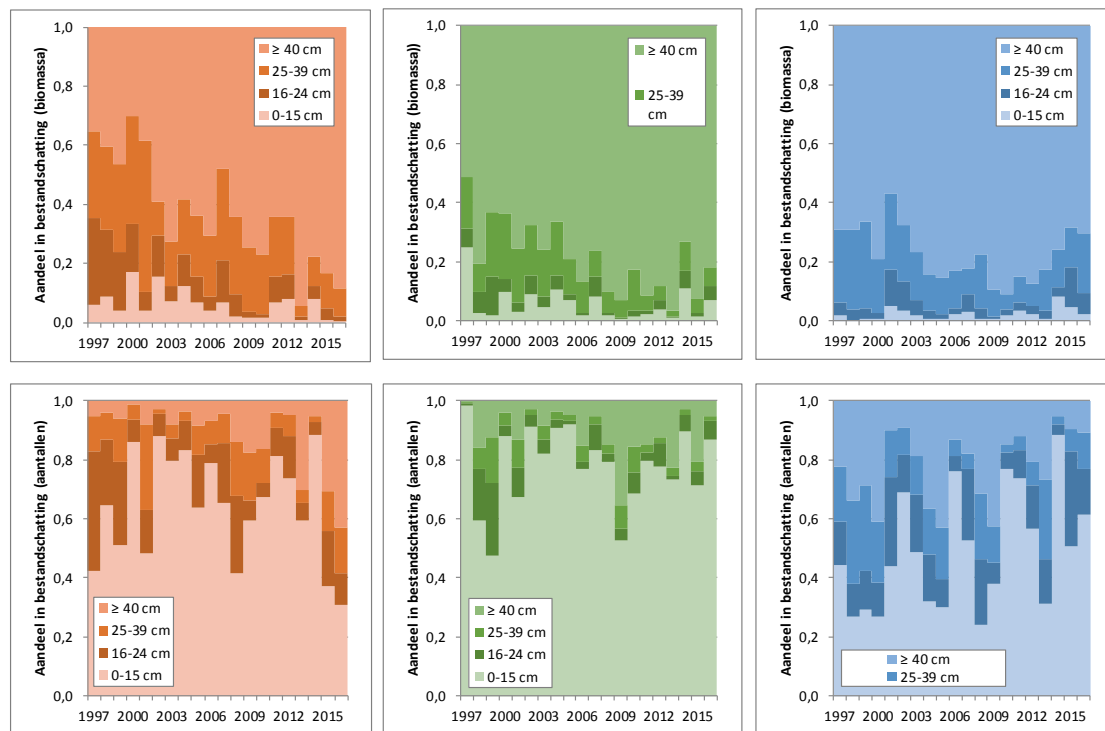
De visbiomassa wordt hierbij gedomineerd door eurytope soorten als brasem, blankvoorn, kolblei, snoekbaars en af en toe snoek. Deze dominantie is het sterkst in de gestuwde Nederrijn-Lek, zie figuur 4.21 (bovenste rij). Het resterende aandeel in de biomassa bestaat vooral uit reofiele soorten als winde en barbeel. In de IJssel valt op dat de biomassa van winde tussen 2008 en 2011 bijzonder hoog is. Waarschijnlijk viel de monitoring in deze jaren samen met de optrek van paairijpe winde uit het IJsselmeer. De aanwezige visbiomassa aan limnofiele soorten is in alle wateren nihil. Deze soorten komen vooral voor in de geïsoleerde wateren in het winterbed (Grift, 2001). In de Nederrijn-Lek, en in mindere mate in de IJssel, bestaat de visbiomassa voor een steeds groter deel uit vissen groter dan 40 cm, zie figuur 4.22 (bovenste rij). In de Waal is dit niet direct zichtbaar.

Op basis van aantallen varieert het visbestand tot 2008/2009 veelal tussen 250 tot 1.500 stuks/ha, zie figuur 4.20. De vissoorten die het vaakst voorkomen zijn brasem, blankvoorn, kolblei, pos, snoekbaars, winde en baars. Na 2008/2009 nemen de aantallen af en bedraagt de omvang in alle drie de wateren nog slechts enkele honderden vissen per hectare. Deze afname is het sterkst in de IJssel en Nederrijn-Lek; in de Bovenrijn-Waal is het visbestand op basis van aantallen altijd al relatief laag geweest.

De afname van het visbestand wordt vooral veroorzaakt door teruglopende aantallen eurytope vissen. Hierbij neemt het aandeel reofiele vissen toe, zie figuur 4.21 (onderste rij). De eerste jaren van de reeks zijn dit soorten als winde en riviergrondel, de laatste jaren uitheemse soorten als zwartbekgrondel en marmergrondel.



Figuur 4.21: Aandelen van de verschillende stromingsgilden in de visstand van de Nederrijn-Lek (rood), IJssel (groen) en Bovenrijn-Waal (blauw) (biomassa en aantallen).



Figuur 4.22: Aandelen van de verschillende lengteklassen in de visstand van de Nederrijn-Lek (rood), IJssel (groen) en Bovenrijn-Waal (blauw) (biomassa en aantallen).

Bovengenoemde bestandschattingen zijn visbestanden zoals deze in het (vroeg) voorjaar aanwezig zijn in de hoofdstroom en in aangetakte zijwateren van de Rijntakken. Na afloop van het voorjaar zijn de aanwezige aantallen vis aanzienlijk groter door de aanwezigheid van visbroed/jonge vis. Ter illustratie; in de kribvakken van de Lek werden aan het begin van de zomer van 2010 zo'n 20.000 tot 65.000 vissen per hectare gevangen. Deze aantallen zijn aanzienlijk hoger dan de aantallen die in het voorjaar aanwezig zijn. Een groot deel van de juveniele vis overleeft de eerste zomer/winter niet.

Het ruimtelijk gebruik van de hoofdstroom en zijwateren verschilt bovendien van soort tot soort (Grift, 2001). De omvang van de visbestanden in de zijwateren zijn vaak een veelvoud van de omvang van het visbestand in de hoofdstroom. Dit geldt in het bijzonder voor de niet aangetakte wateren met kleibodem. In de nazomer van 2016 werden in niet aangetakte wateren langs de Nederrijn-Lek en Waal bijvoorbeeld visbestanden van 200 tot 400 kg/ha aangetroffen, bestaand uit circa 30.000 tot 50.000 stuks/ha (Hop, in prep., Van Giels, 2016). Dergelijke voedselrijke wateren worden vaak gedomineerd door eurytope soorten, hoewel ook juveniele windes in grote aantallen kunnen voorkomen. De aangetakte wateren hebben een belangrijke rol in de rekrutering van jonge eurytope vis naar de hoofdstroom (Grift, 2001). Voorwaarde is wel dat deze periodiek in verbinding staan. De rekrutering van reofiele soorten verloopt voornamelijk vanuit de hoofdstroom en meestromende nevengeulen (Grift, 2001), waarbij een permanente stroming van belang is. Van de daadwerkelijke paaipplaatsen van typische rivierfossen is echter weinig bekend.

Veranderingen op soortniveau zijn het best zichtbaar bij frequent voorkomende soorten. In figuur 4.23 zijn de bestandschattingen van de eurytope soorten blankvoorn, brasem, kolblei, baars en snoekbaars weergegeven, in figuur 4.24 die van de reofiele soorten winde, barbeel, riviergrondel, Pontische stroomgrondel en zwartbekgrondel. De bestandschattingen van limnofiele soorten zijn niet weergegeven vanwege de beperkte vangsten.

De ontwikkelingen in de bestandschattingen van de soorten blankvoorn, brasem en kolblei zijn in de verschillende Rijntakken vergelijkbaar. Bij de soorten brasem en kolblei is er over het algemeen sprake van een afname in biomassa en aantallen. In de Bovenrijn-Waal zijn de aantallen brasem de laatste jaren niet duidelijk afgenomen, deze waren altijd al aan de lage kant. In de Nederrijn-Lek en IJssel is het blankvoornbestand de laatste jaren lager dan voorheen. In de Bovenrijn-Waal is dit niet duidelijk zichtbaar, blankvoorn kwam hier in de periode van 2003 tot 2006 in relatief grote aantallen voor.

Voor de snoekbaars geldt dat de bestandschattingen in de periode na 2009 over het algemeen lager zijn dan voorheen, al is er sprake van enige fluctuatie en zijn de verschillen in absolute zin beperkt. Een afname van het snoekbaarsbestand kan samenhangen met een afname van het voedselaanbod

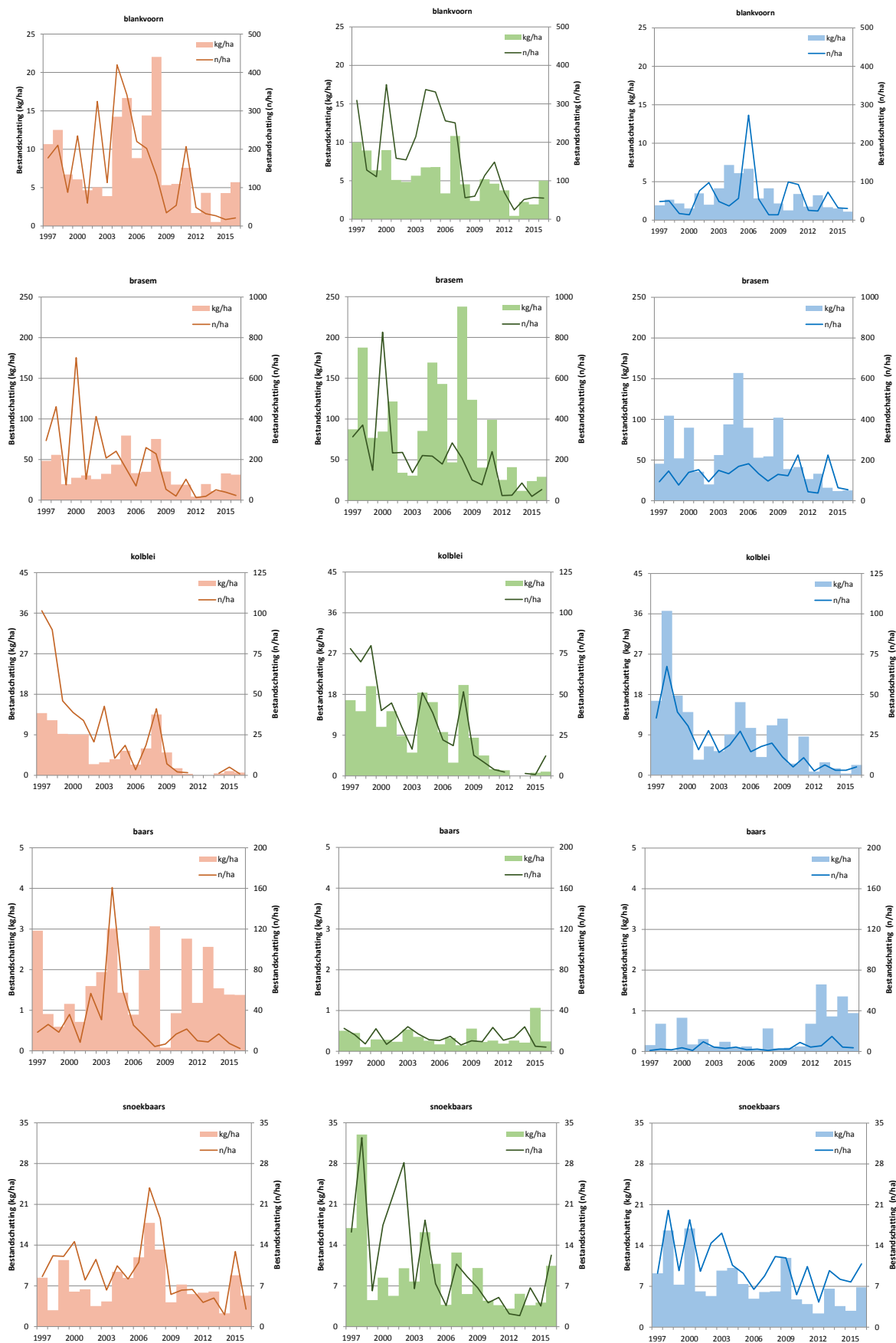
(prooivisbestand). Bij baars zijn er, in tegenstelling tot de andere soorten, geen duidelijke verschillen waarneembaar. In de Nederrijn-Lek nemen de aantallen af, in de Bovenrijn-Waal nemen de aantallen de laatste jaren juist toe.

De ontwikkelingen van de reofiele soorten verschillen sterk van soort tot soort. Bij winde is er over het algemeen sprake van een toename ten opzichte van de jaren negentig van de vorige eeuw. In de Nederrijn-Lek is er de laatste jaren van een toename in de biomassa, tegenover gelijkblijvende aantallen. Het aandeel grote windes neemt hier toe in de vangst. In de IJssel is de vangst de laatste jaren lager dan voorheen. De periode van monitoring kan hierin een rol spelen in verband met de optrek van paairijpe winde uit het IJsselmeer. In de Bovenrijn-Waal is de omvang van het windebestand vrij constant de laatste jaren.

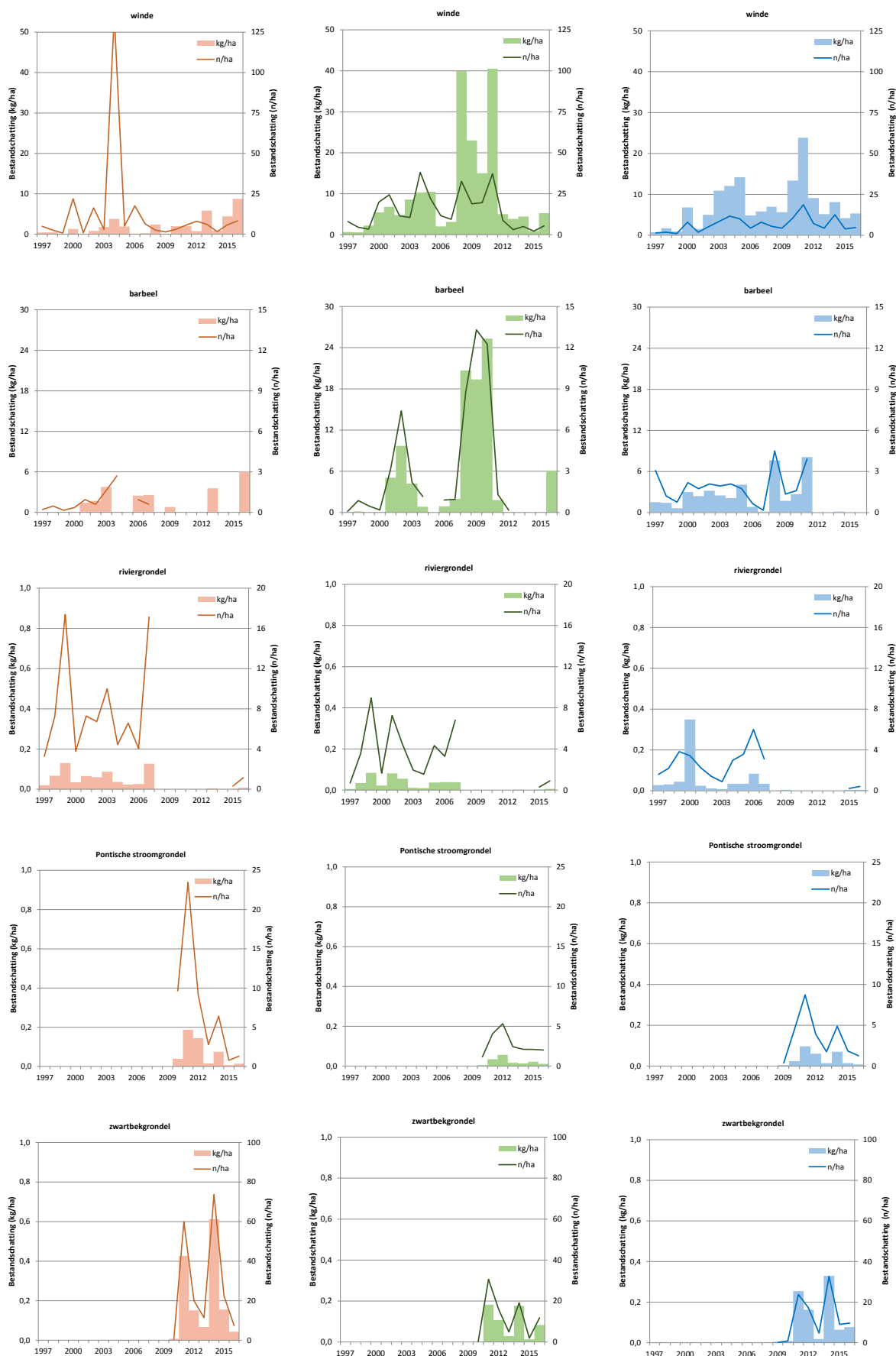
Voor barbeel geldt dat de vangsten in de Nederrijn-Lek beperkt zijn. Dit is te verklaren door het vaak stagnante karakter van deze Rijntak. De barbeel is zijn gehele leven gebonden aan stromend water. In de IJssel en Bovenrijn-Waal valt op dat de vangsten na 2011 sterk afnemen. In de Nederrijn-Lek werden in deze periode enkel een paar grote barbelen gevangen. Een vergelijkbaar beeld is te zien bij de riviergrondel. Deze algemene reofiele soort, die qua habitat minder kritisch is dan de barbeel, kwam tot 2008 in alle Rijntakken voor. Nadien nemen de vangsten sterk af. Deze afname van het aantal riviergrondels gaat gepaard met de opkomst van de uitheemse witvingrondel (niet weergegeven). Andere uitheemse soorten die sinds 2009/2010 in aantallen toenemen zijn Pontische stroomgrondel en zwartbekgrondel. De eerste soort is kenmerkend voor het open water, de tweede soort komt vooral in de stortstenen oevers in grote aantallen voor. De aantallen van deze soorten fluctueren van jaar tot jaar. Een belangrijke factor in de dichtheden van deze soorten is het tijdstip van monsternamen. In de wintermaanden zijn grondelsoorten als de zwartbekgrondel praktisch niet vangbaar.

4.3.2 ECOLOGISCHE TOESTAND

De ecologische toestand (EKR) van de visstand in de Rijntakken wordt beoordeeld op basis van een maatlat met vijf parameters (deelmaatlaten). Dit zijn het aantal inheemse soorten in de gilden reofiele (stromingsminnende), diadrome (trekkende) en limnofiele (plantminnende) soorten en de relatieve abundantie van reofiele en limnofiele soorten. De score op de maatlat geeft aan in hoeverre de visstand afwijkt van de natuurlijke referentie (maximale score 1,0). Als gevolg van onomkeerbare veranderingen in het watersysteem zijn de doelstellingen met betrekking tot de visstand naar beneden bijgesteld. De visstand in de Nederrijn-Lek wordt als goed (GEP) beoordeeld indien de score 0,17 bedraagt. Voor de IJssel ligt deze grens op 0,34, voor de Bovenrijn-Waal op 0,31.



Figuur 4.23: Ontwikkeling omvang visbestand van enkele kenmerkende eurytope vissoorten in de Nederrijn-Lek (rood), IJssel (groen) en Bovenrijn-Waal (blauw).



Figuur 4.24: Ontwikkeling omvang visbestand van enkele kenmerkende reofiele vissoorten in de Nederrijn-Lek (rood), IJssel (groen) en Bovenrijn-Waal (blauw).

In tabel 4.11 is de ecologische toestand voor vis weergegeven, zoals gepresenteerd in de 'factsheets oppervlaktewater 2015' (Rijkswaterstaat, 2015). De huidige toestand is hierbij het gemiddelde van de drie meest recente meetjaren. De huidige toestand wordt voor de Bovenrijn-Waal als ontoereikend beoordeeld. Bij de Nederrijn-Lek en IJssel wordt de toestand als matig beoordeeld.

Tabel 4.11: Ecologische toestand voor vissen (Rijkswaterstaat, 2015).

			Jaar	
	Waterlichaam	GEP	2009	2015
	Nederrijn-Lek	$\geq 0,17$	Matig	Matig
	IJssel	$\geq 0,34$	Ontoereikend	Matig
	Bovenrijn-Waal	$\geq 0,31$	Ontoereikend	Ontoereikend

Ontwikkeling van de ecologische toestand

In figuur 4.25 zijn de maatlatbeoordelingen van de Rijntakken per jaar weergegeven. De scores variëren door de jaren heen van minimaal 0,04 tot maximaal 0,24. Alleen in de Nederrijn-Lek wordt periodiek het GEP behaald. In dit waterlichaam is er vanaf 2007/2008 sprake van een grotere variatie in het eindoordeel. In belangrijke mate komt dit door de lagere vangstaantallen (zie figuur 4.20). Individuele (kenmerkende) vissen wegen hierdoor sterker mee in de maatlatbeoordeling. Dit geldt ook voor de overige wateren. In de IJssel is de EKR-score in de periode 2010-2014 relatief hoog als gevolg van een hoge relatieve abundantie van reofiele en limnofiele soorten.

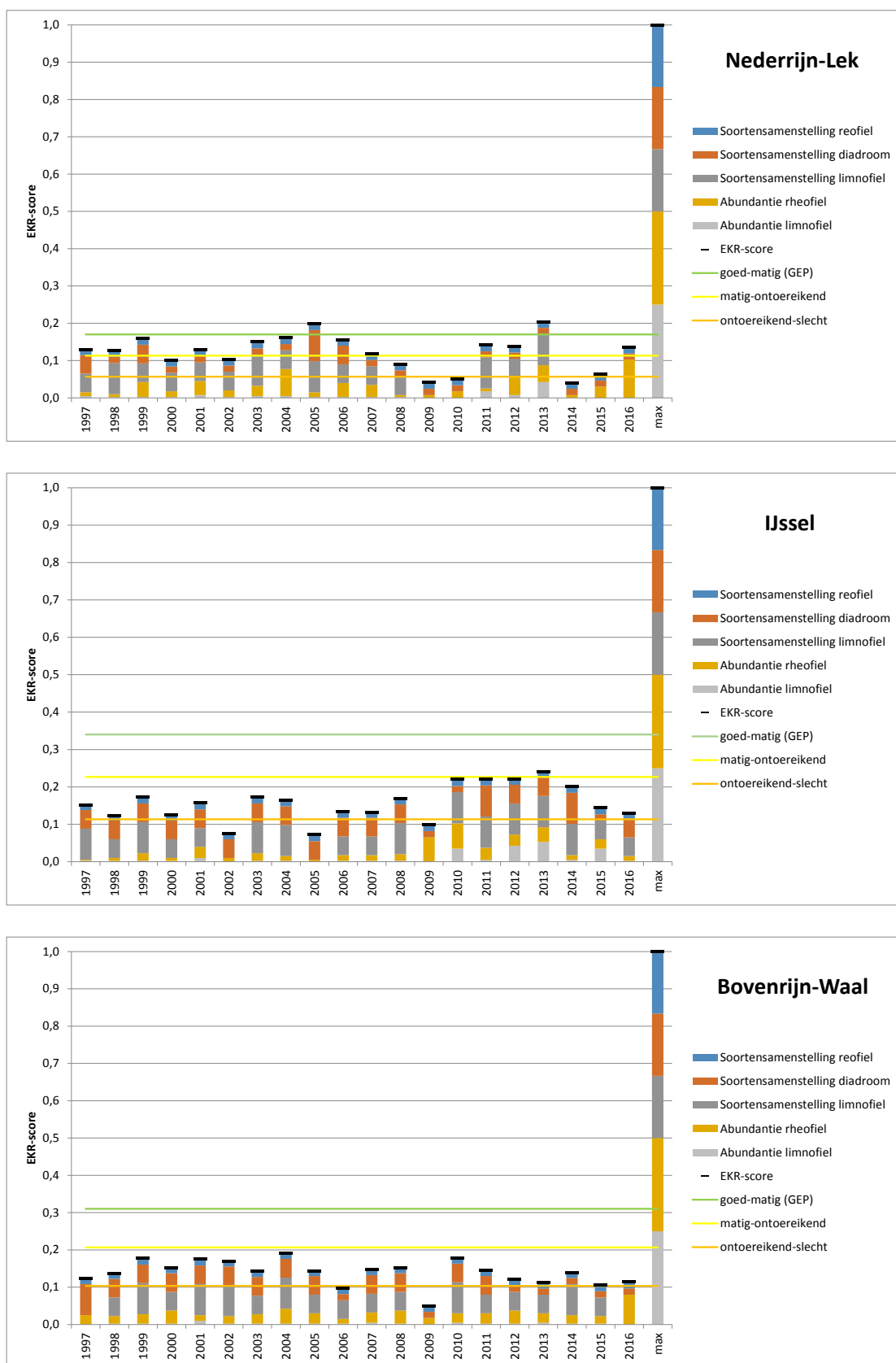
In figuur 4.26 is de ontwikkeling van de deelmaatlatcores in de Rijntakken weergegeven. Het aantal reofiele soorten (niet weergegeven) is in alle waterlichamen altijd lager dan het minimum van tien. Dit leidt in alle gevallen tot de minimumscore van 0,1. De neergaande trend van het aantal inheemse kenmerkende reofiele soorten (zie figuur 4.19) komt hierdoor niet tot uiting in de maatlatbeoordeling⁶. Soorten als barbeel, kopvoorn, rivierdonderpad, riviergrondel, rivierprik en serpeling ontbreken steeds vaker in de vangsten.

Van de diadrome soorten worden er elk jaar één tot vijf aangetroffen in de waterlichamen. De kortstondige actieve monitoring is niet ideaal om deze migrerende soorten in beeld te brengen. Bij voorkeur dient de monitoringsperiode samen te vallen met de migratieperiode van deze vissoorten. In de Nederrijn-Lek worden soorten als rivierprik, zeebek, bot en houting de laatste jaren minder vaak aangetroffen. In de IJssel is het aantal diadrome soorten vrij constant, al wordt de rivierprik de laatste jaren weinig gevangen. Ook in de Bovenrijn-Waal wordt deze soort steeds minder vaak gevangen, evenals de driedoornige stekelbaars.

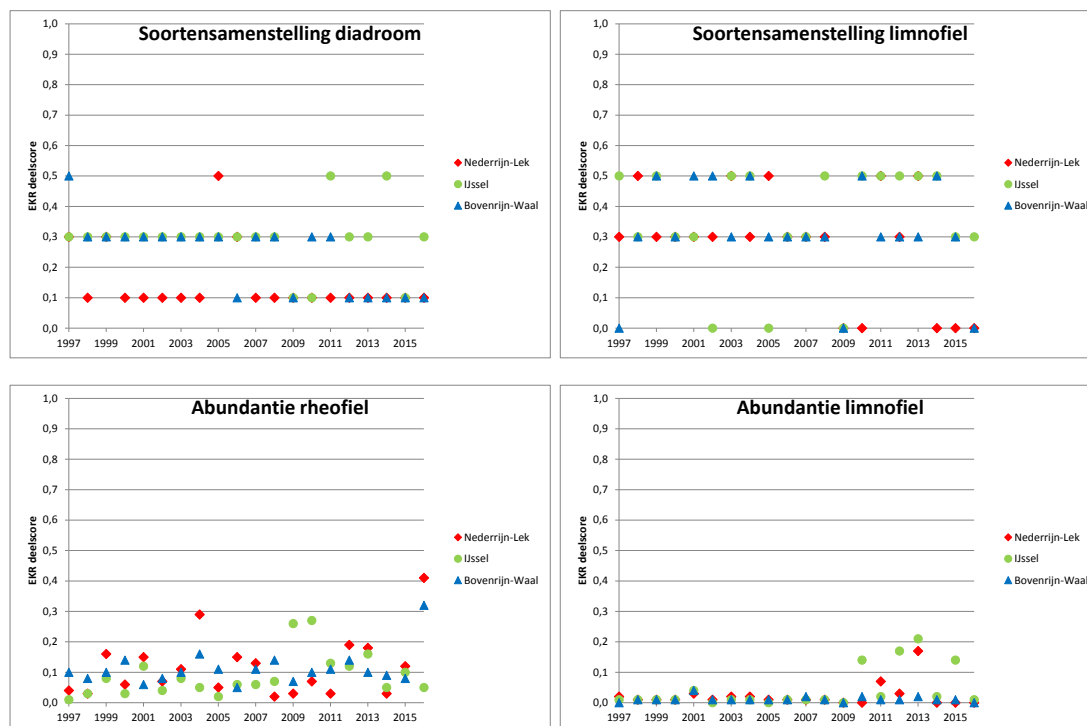
Van de limnofiele soorten zijn er tot maximaal drie per jaar gevangen. Dit resulteert in een maximale score op deze deelmaatlat van 0,5. Aangetroffen soorten zijn bittervoorn, ruisvoorn, zeelt en vetje. De eerste drie soorten zijn het meest frequent gevangen. In de loop der jaren is er geen eenduidig verband zichtbaar in het aantal limnofiele soorten dat wordt aangetroffen. De aantallen zijn altijd laag, hetgeen een normaal beeld is. Het ruimtelijk gebruik van limnofiele soorten beperkt zich namelijk tijdens alle levensstadia tot de geïsoleerde wateren in het winterbed (Grift, 2001). Alleen bij hoogwater is er migratie naar de hoofdstroom mogelijk. Het habitat is hier echter niet optimaal door de veelal verharde oevers of het ontbreken van vegetatie.

De score op de deelmaatlat van de abundantie van inheemse reofiele soorten wordt grotendeels bepaald door de vangsten van winde. In alle Rijntakken is de score over het algemeen lager dan 0,2 met daarbij uitschieters tot circa 0,3-0,4. In 2016 zijn deze uitschieters in de Nederrijn-Lek en Bovenrijn-Waal het resultaat van relatief grote aantallen alvers. In het verleden konden dergelijke hogere scores het resultaat zijn van relatief grote aantallen riviergrondels (Nederrijn-Lek) of barbelen (IJssel). De laatste jaren worden deze twee soorten nog maar weinig gevangen.

⁶ In tegenstelling tot de maatlat voor de kleine riviertypen zijn in de maatlat voor grote rivieren alleen inheemse grondelsoorten opgenomen.



Figuur 4.25: Ontwikkeling van de ecologische toestand voor vissen per riviertak. De bijdrage van de deelmaatlaten aan de score is gestapeld weergegeven, de EKR-score is in de grafiek alleen aangegeven waar alle drie deelmaatlaten een bijdrage leveren. Met 'max' wordt de maximale bijdrage getoond; het GEP geeft het ambitieniveau aan (het KRW-doel).



Figuur 4.26: Ecologische beoordeling van de deelmaatlaten (exclusief deelmaatlat soortensamenstelling reofiel).

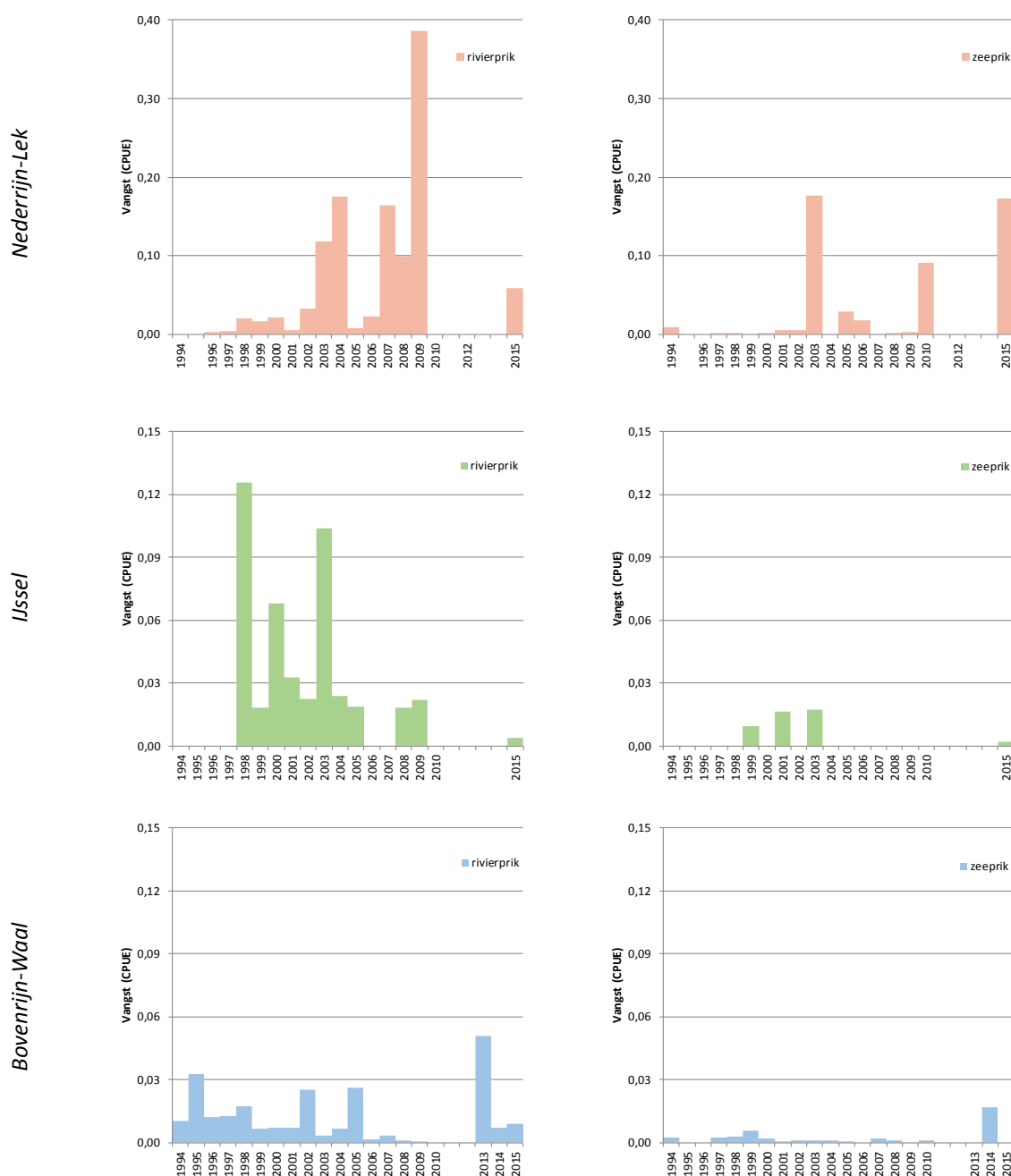
De abundanties van limnofiele soorten zijn beperkt en worden bepaald door de vangst van soorten als zeelt, vetje, bittervoorn en/of ruisvoorn. De laatste jaren is in de Nederrijn-Lek en IJssel periodiek sprake van grotere relatieve aantallen limnofiele soorten. In de praktijk zijn dit vooral soorten als bittervoorn, vetje en/of zeelt. In de Bovenrijn-Waal wordt dit niet waargenomen. Een belangrijke reden voor deze hogere relatieve abundantie is de afname van het visbestand als geheel (overige soorten).

4.3.3 NATURA2000: TREKVISSSEN EN RIVIERDONDERPAD

De habitatsoorten die relevant zijn voor de Natura2000 doelstellingen zijn de typische trekvis (zee- en rivierprik, elft, fint en zalm), aangevuld met de habitatgevoelige rivierdonderpad. Voor de trekvis geldt dat deze vanuit zee de Nederlandse rivieren, waaronder het Rijnsysteem, optrekken naar de paaigronden. Afhankelijk van de vissoort liggen de paaigronden in het Nederlandse deel van het Rijnsysteem, of verder stroomopwaarts over de Nederlandse grens. In het Nederlandse deel van het Rijnsysteem zijn naast het Haringvliet en de Afsluitdijk, eveneens stuwen aanwezig in de Nederrijn-Lek (Hagestein, Amerongen en Driel). Deze stuwen zijn in respectievelijk 2004, 2004 en 2001 voorzien van vistrappen. Bovendien zijn er sinds de bouw in de jaren '60 in de stuwen van Hagestein en Amerongen aalgoten aanwezig.

Zee- en rivierprik

Zee- en rivierprikken planten zich voort op grindbedden in stromende wateren, waarna de larven gedurende enkele jaren in het zoete water verblijven. De migratieperiode van rivierprikken begint omstreeks oktober en loopt door tot eind maart (Reeze et al., 2016). De juvenielen trekken tijdens deze periode stroomafwaarts naar zee, de volwassen exemplaren juist stroomopwaarts naar de paaigronden. De zee-prikken migreren tussen februari en juni stroomopwaarts, de juvenielen laten zich tussen september en eind maart stroomafwaarts voeren (Reeze et al., 2016).



Figuur 4.27: Vangst per fuiketmaal (CPUE) van rivier- en zeeprik tijdens passieve monitoring (registratie aalvis-sers en diadrome soorten programma). In 1995, 2011, 2013 en 2014 is er niet gevist in de Nederrijn-Lek; in 2011, 2012, 2013 en 2014 niet in de IJssel en in 2011 en 2012 niet in de Bovenrijn-Waal.

In figuur 4.27 zijn de vangsten van zee- en rivierprik tijdens de passieve monitoring weergegeven (aantallen per fuiketmaal). In de Nederrijn-Lek zijn de vangsten van rivier- en zeeprik na 2000 veelal hoger dan daarvoor. In de IJssel zijn de vangsten de laatste jaren juist lager, waarbij de visserijinspanning echter beperkt was. Een lagere vangst past wel bij de trend dat de vangsten aan de buitenzijde van de Afsluitdijk sinds begin 2000 sterk afnemen (De Graaf *et al.*, 2015). In de Bovenrijn-Waal was er bij rivierprik sprake van een afname in de vangsten, maar hier zijn de laatste jaren af en toe weer grote aantallen gevangen.

Een groot deel van de variatie in de vangsten lijkt voort te komen uit de monitoringsperiode (mei-oktober). Deze heeft slechts een beperkte overlap met de migratieperiode van zee- en rivierprik. De vangsten zijn hierdoor een fractie van de aantallen die daadwerkelijk door de Rijntakken trekken. Dit wordt geïllustreerd door vangsten van rivier- en zeeprik in de vistrappen van de Nederrijn-Lek, die oplopen tot meer dan 1.000 zeeprikken en 4.000 rivierprikken (Winter, 2010).

Elft en fint

De elft en fint zijn soorten die zich in zoet water voortplanten, maar als volwassen vis in zee leven. De elft paait van oorsprong relatief ver stroomopwaarts in de rivieren, enkele honderden kilometers stroomopwaarts van de monding. Voor beide soorten was het Haringvliet in het verleden een belangrijke migratieroute voor het Rijnsysteem (Hop *et al.*, 2011). De paaitrek is tussen maart en juni (Reeze *et al.*, 2016). De jonge vissen zakken geleidelijk de rivier af en groeien op in zoetwatergetijdengebieden (Patberg *et al.*, 2005). De fint paait relatief dicht bij de monding van de rivier, hoewel recent onderzoek heeft aangetoond dat deze vissen ook tot bijna 200 kilometer stroomopwaarts kunnen trekken (Breine, 2016). Er zijn incidentele meldingen van paai in het benedenrivierengebied (www.ravon.nl). Finten worden vooral aangetroffen in het zoetwatergetijdengebied in Zeeland en Zuid-Holland en daarnaast in de Eems-Dollard (Patberg *et al.*, 2005).

Tot op heden ontbreekt de elft in regulier onderzoek, ook in het Benedenrivierengebied, de Voordelta en de buitenzijde van de Afsluitdijk (Hop, 2016; Griffioen *et al.*, 2014). In Duitsland is men in 2011 gestart met een herintroductie programma voor de elft. Jaarlijks worden grote aantallen elftlarven uitgezet in het Rijnstroomgebied. De vangsten van fint zijn beperkt tot maximaal enkele exemplaren per jaar. Ze zijn alleen gevangen in fuiken in de Nederrijn-Lek en Bovenrijn-Waal (passieve monitoring). Hoewel de fintpopulatie in het benedenrivierengebied marginaal is, lijkt er sprake te zijn van enig herstel. De soort wordt langs de kust frequent gevangen (Hop, 2011; Hop, 2016). Ook ter hoogte van de Afsluitdijk zijn finten aanwezig. In het voorjaar van 2014 werden circa 500 exemplaren gevangen in de spuikom van Kornwerderzand (Griffioen *et al.*, 2014).

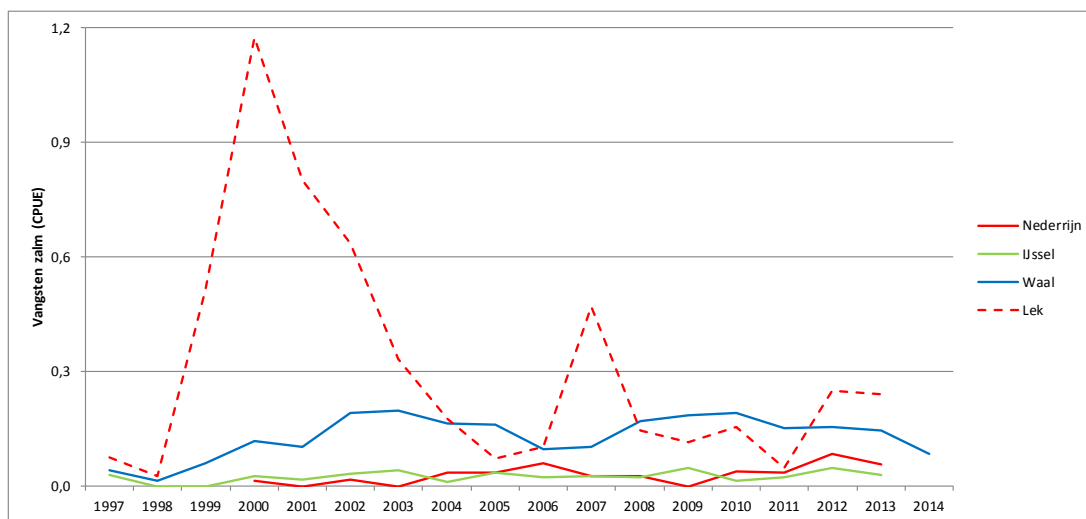
Zalm en zeeforel

Voor zalm en zeeforel vormen de Bovenrijn-Waal, Nederrijn-Lek en IJssel de verbinding tussen opgroeigebied (zee) en paaiplaatsen (zijrivieren van de Rijn, zoals in het Wupper Dhünnstroomgebied, Siegstroomgebied, Saynbachstroomgebied, Illstroomgebied, Wisper en waarschijnlijk in de Ahr (Schneider, 2009)). De jonge salmoniden (smolts⁷) trekken stroomafwaarts naar zee om daar op te groeien. De verblijftijd van deze vissen in het Nederlandse deel van de Rijntakken is in principe kort en afhankelijk van de migratiemogelijkheden. Bij een toenemende watertemperatuur kunnen salmoniden hun stroomopwaartse migratie staken totdat de watertemperatuur weer is gezakt (Bij de Vaate & Breukelaar, 2001).

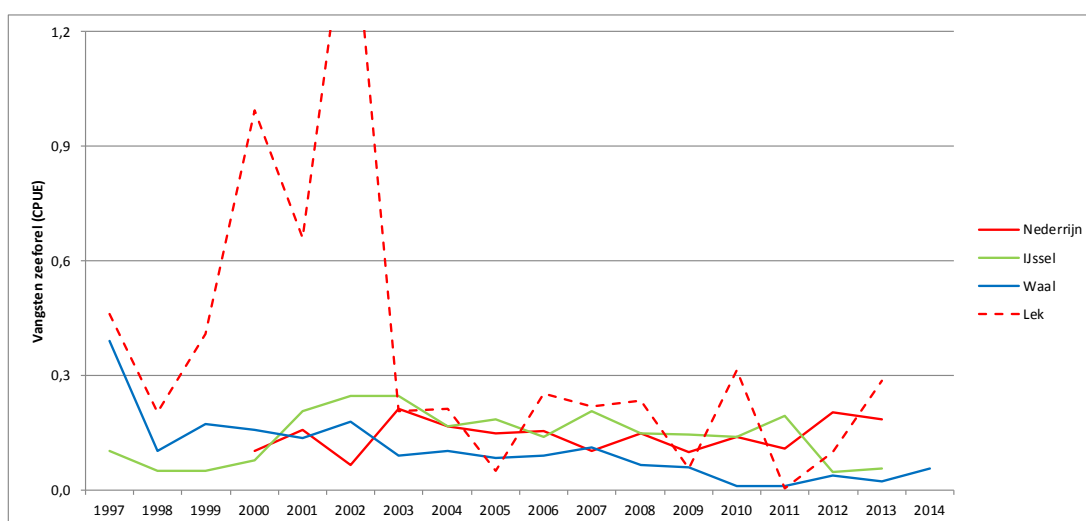
De intrek van paarijpe salmoniden verloopt voornamelijk via het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg, waarna het merendeel van de vissen via de Waal naar Duitsland zwemt (Jansen *et al.*, 2008). De vissen die via de Nieuwe Waterweg binnen zwemmen, vervolgen hun weg vrijwel allen via de Rijntakken. Van de vissen die via het Haringvliet binnen zwemmen, trekt een deel de Maas op. De migratie naar de Waal heeft echter meer succes (Vriese & Breukelaar, 2010; Van Giels & Breukelaar, 2011).

In figuur 4.28 en 4.29 zijn de vangsten van zalm en zeeforel weergegeven in de verschillende Rijntakken. In het oog springend zijn de grote vangsten van zalm en zeeforel in de Lek in de periode voor 2004. Voor 2004 was de stuw bij Hagestein nog niet vispasseerbaar door het ontbreken van een vistrap. De zalmen en zeeforellen die zich hier verzamelden waren daardoor beter vangbaar, wat de aanzienlijk grotere vangsten kan verklaren. De lagere vangsten in de daarop volgende jaren kunnen daardoor het resultaat zijn van verbeterde vismigratiemogelijkheden.

7 Komt van "smoltification"; de aanpassing van standvis tot de naar zee migrerende vorm.



Figuur 4.28: Vangsten van zalm (n/fuiketmaal) tijdens visserij met zalmsteken in zomer en najaar.



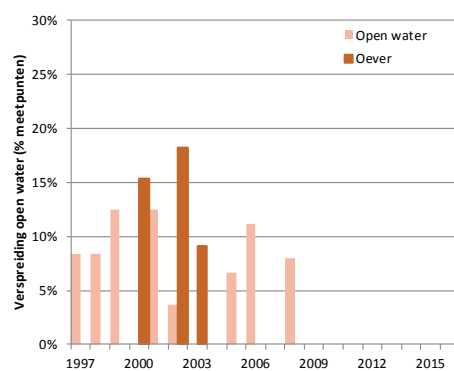
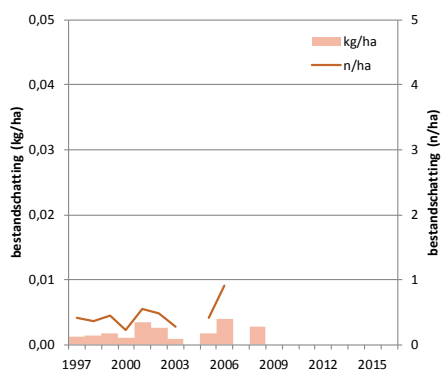
Figuur 4.29: Vangsten van zeeforel (n/fuiketmaal) tijdens visserij met zalmsteken in zomer en najaar.

Duidelijke trends in de vangsten van zalm en zeeforel zijn als gevolg van de lage vangsten lastig waar te nemen. Voor zalm geldt dat de vangsten het hoogst zijn in de Waal en Lek. In de Waal zijn de huidige vangsten iets hoger dan de vangsten in de periode voor 2000. Dit komt overeen met een toename in het aantal getelde zalmen in de Rijn, inclusief het Duitse en Franse deel, sinds 2000 (Ingendahl, onbekend). In de IJssel worden beduidend minder zalmen gevangen dan in de Waal. De vangsten van zeeforel liggen in de verschillende Rijntakken in dezelfde orde van grootte. In de Waal en IJssel zijn de vangsten de laatste jaren lager dan voorheen.

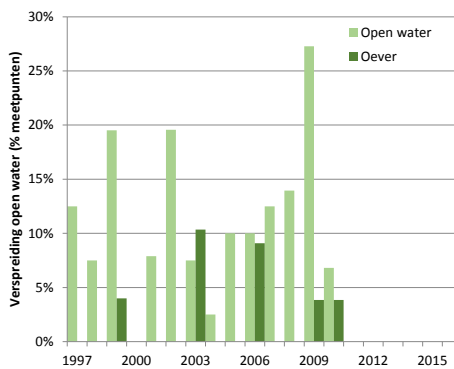
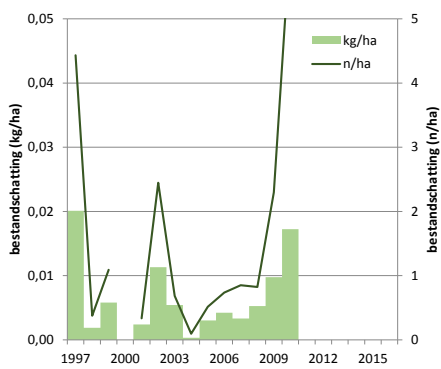
Rivierdonderpad

De rivierdonderpad is een standvis die zijn gehele levenscyclus in een klein gebied voltooit. In de praktijk wordt de soort vooral aangetroffen op hard substraat, zoals stenen of mosselbanken. In figuur 4.30 is op basis van de actieve monitoring de omvang van het bestand aan rivierdonderpadden weergegeven, evenals de verspreiding (oever en open water). Hoewel de aantallen altijd al beperkt waren, is er in alle drie de Rijntakken sprake van een plotselinge afname van het aantal rivierdonderpadden. In de Nederrijn-Lek is dit omstreeks 2009, in de IJssel omstreeks 2011 en in de Bovenrijn-Waal omstreeks 2004. De sterke afname en het later vrijwel verdwijnen van de rivierdonderpad gaat samen met de opkomst van uitheemse grondelsoorten (zie figuur 4.19 en 4.24), zoals vastgesteld door Kessel et al. (2016). Bij de Nederrijn-Lek en de IJssel gaat de afname van rivierdonderpadden gepaard met de opkomst van zwartbekgrondels (2010-2011). Bij de Bovenrijn-Waal namen de aantallen af met de opkomst van de marmergrondel (omstreeks 2002/2003).

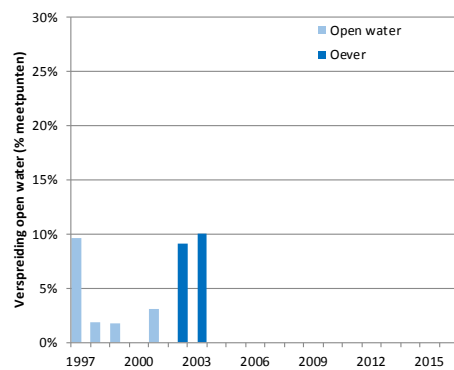
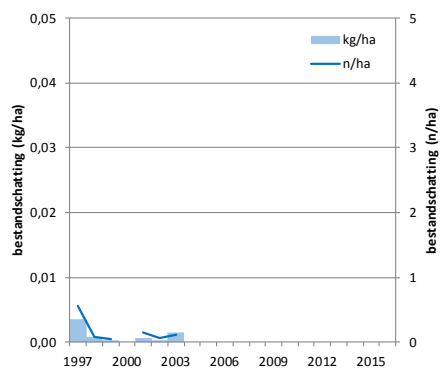
Nederrijn-Lek



IJssel



Bovenrijn-Waal



Figuur 4.30: Bestandschattingen (actieve monitoring) van rivieronderpad (biomassa en aantallen; links) en verspreiding over de verschillende meetpunten (oever en open water; rechts).

5. HABITATHERSTEL EN NATUURONTWIKKELING

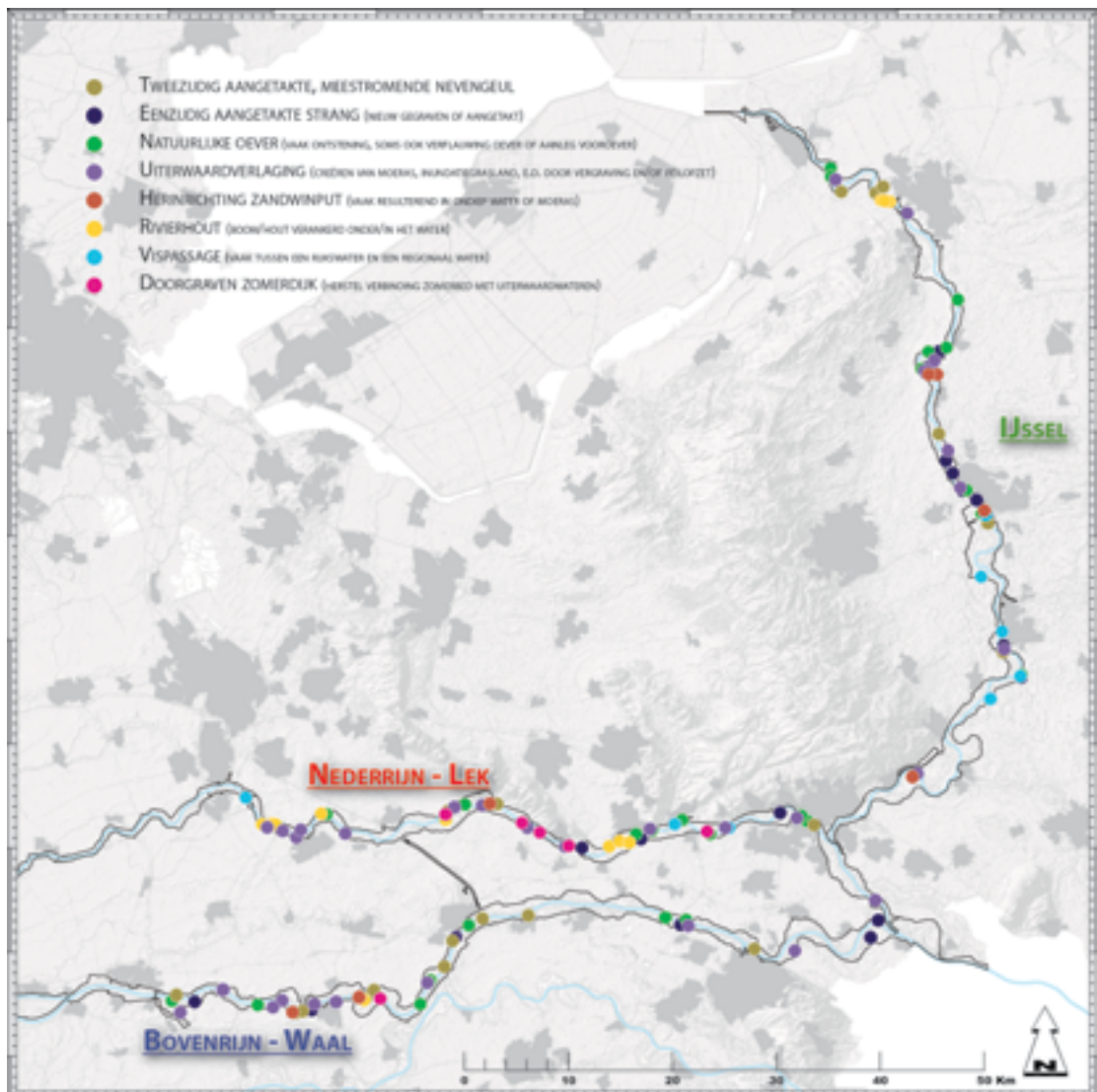
In de planperiode 2009-2015 zijn een flink aantal inrichtingsmaatregelen afgerond, met een piek in 2015.

Uit evaluaties blijkt dat de inrichtingsmaatregelen een positief effect hebben op de ecologie.

Als gevolg van de maatregelen is het aandeel natuurlijke ecotopen flink toegenomen (in 15 jaar tijd van ca. 30% naar ca. 50%) .

5.1 INRICHTINGSMAATREGELEN

De beperkte ruimte die de rivier heeft binnen de bandijken en de realisatie van een veilige en altijd bevaarbare scheepvaartroute stelt strenge voorwaarden aan de inrichting van het riviereengebied. Binnen deze voorwaarden is een groot aantal initiatieven ontplooid om de rivier een meer natuurlijk karakter te geven. Dit natuurherstel heeft plaatsgevonden binnen grote programma's zoals de Nadere Uitwerking Riviereengebied (NURG), Ruimte voor de Rivier (RvR) en de EU Kaderrichtlijn Water (KRW) en is vaak gecombineerd met maatregelen ten behoeve van andere functies, zoals de waterveiligheid (Peters *et al.*, 2014).



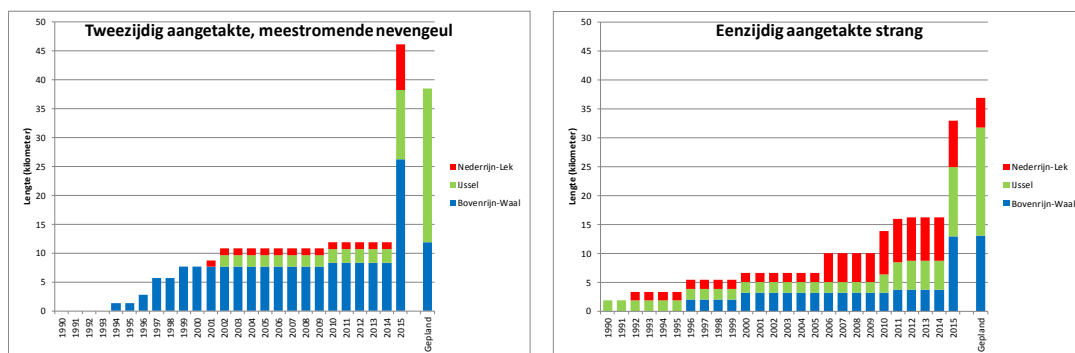
Figuur 5.1: Overzicht gerealiseerde KRW-relevante inrichtingsmaatregelen.

In figuur 5.1 is een overzicht gegeven van alle gerealiseerde inrichtingsmaatregelen die gerelateerd kunnen worden aan de KRW-doelen. De inrichtingsmaatregelen zijn over het algemeen gericht op het (gedeeltelijk) herstellen van processen zoals stroming, waterstandsfluctuatie, erosie, sedimentatie en verlanding. Daarnaast worden diverse beheermaatregelen uitgevoerd, zoals natuurlijke begrazing of spontane successie.

Voor de KRW is de 'eerste tranche' KRW-maatregelen (2009-2015) inmiddels uitgevoerd. Voor een actueel overzicht van de gerealiseerde en geplande KRW- maatregelen zie de geoweb-viewer van Rijkswaterstaat: <https://geoweb.rijkswaterstaat.nl/oostnederland/GeoWeb41/?Viewer=KRW>. De figuren in deze paragraaf zijn gebaseerd op de gegevens van de geoweb-viewer van oktober 2016.

Nevengeulen en strangen

De aanleg van nevengeulen en strangen is een belangrijke maatregel voor het verbeteren van de ecologische kwaliteit van de rivieren. Met deze maatregelen wordt het areaal ondiep stromend zomerbed vergroot (meestromende nevengeulen) en ontstaat een sterkere uitwisseling tussen hoofdstroom en uiterwaarden. Veel organismen zijn hier direct van afhankelijk. Door aanleg van nevengeulen en strangen wordt tevens het doorstroomprofiel van de rivier vergroot; zij dragen daardoor bij aan een lagere waterstand bij hogere afvoeren en dus aan het vergroten van de veiligheid (Wolters *et al.*, 2001.; Kleinveld *et al.*, 2007).



Figuur 5.2: Gerealiseerde (cumulatief sinds 1990) en de nog geprogrammeerde (KRW-programma tot en met 2027) tweezijdig aangetakte, meestromende nevengeulen (links) en eenzijdig aangetakte strangen (rechts) in kilometers.

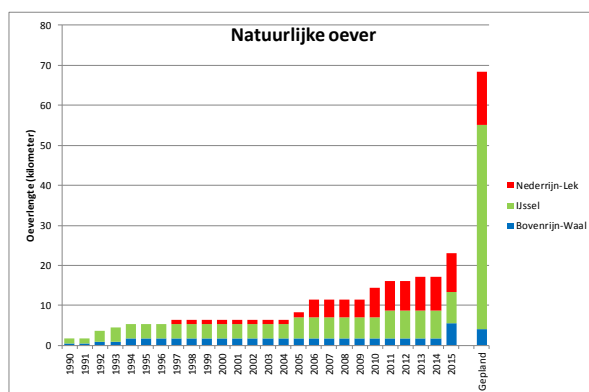
In figuur 5.2 is de realisatie van de totale lengte van nevengeulen en strangen in de Rijnakken weergegeven. Tevens is aangegeven hoeveel kilometer nevengeulen en strangen er nog gepland is binnen het Kaderrichtlijn Water programma tot en met 2027 (tweede en derde tranche); deze hoeveelheden worden vrij zeker gerealiseerd in de (nabije) toekomst. In de figuur is goed te zien dat er vooral in 2015 veel nevengeulen en strangen zijn opgeleverd, het laatste jaar van de eerste tranche KRW-maatregelen. Deze maatregelen worden voornamelijk in de IJssel en Bovenrijn-Waal uitgevoerd.

Nevengeulen blijken effectief voor waterplanten. Waterplanten vestigen zich vooral in nevengeulen met een kleine variatie in waterstanden en helder water (Schoor *et al.*, 2011). Ook macrofauna en vissen profiteren van de nevengeulen. Het aantal macrofaunasoorten in geulen en strangen is hoger dan in aanpalende kribvakken; het betreft wel algemene riviersoorten en uitheemse soorten (Geerling, 2014). De nevengeulen herbergen bovendien minder exoten (Jans, 2004; Schoor *et al.*, 2011). Wat betreft de vissen worden de meestromende nevengeulen en aangetakte strangen gekenmerkt door de aanwezigheid van de hoogste dichtheden aan juveniele stroomminnende vis (Dorenbosch *et al.*, 2011). Nevengeulen herbergen bovendien meer vissoorten dan de nabijgelegen kribvakken (Schoor *et al.*, 2011).

Natuurlijke oevers

Een andere veel uitgevoerde maatregel betreft de optimalisatie van de oever en/of het kribvak. Hierbij gaat het vaak om het weghalen van stenen in de oeverzone (ontstening), maar soms ook om verflauwing van de oever of de aanleg van vooroevers. Door deze maatregel ontstaan natuurlijke land-waterovergangen met meer ruimte voor bijvoorbeeld water- en oeverplanten.

In figuur 5.3 is de ontwikkeling van het aantal kilometer gerealiseerde en geprogrammeerde natuurlijke oevers weergegeven. De maatregel wordt vooral toegepast in de IJssel en de Nederrijn-Lek met een piek in de realisatie in 2015. Tevens zijn er nog behoorlijk wat te ontstenen oevertrajecten gepland.



Figuur 5.3: Gerealiseerde en de nog geprogrammeerde natuurlijke oevers in kilometers.

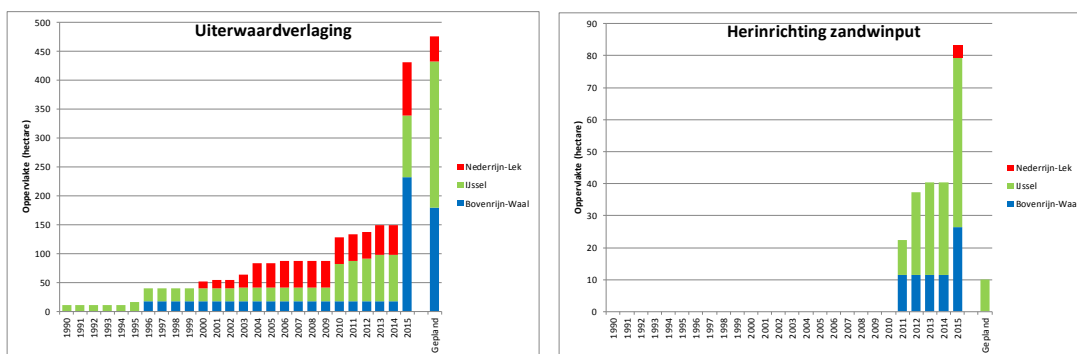
Uit de monitoring van natuur(vriende)lijke oevers langs de Maas blijkt dat de oevers nieuwe vestigingsplaatsen bieden aan waterplanten. Op het merendeel van de onderzochte locaties komen fonteinkruiden, voornamelijk rivier- en schedefonteinkruid en kleine egelskop voor (Chrzanowski, 2016). De natuurlijke oevers vormen bovendien een geschikt habitat voor typerende juveniele riviervissen (zoals winde en bierpje, maar ook bijvoorbeeld kopvoorn, serpeling en alver) en hebben een duidelijke meerwaarde ten opzichte van traditionele (stortstenen) oevers (Overkamp en Kerkum, 2014; Chrzanowski, 2016). De resultaten in de Lek waren minder positief: hier heeft het afschermen van kribvakken met rijshouten dammen niet voor de verwachte ecologische winst gezorgd. Hier lijkt de peildynamiek de voornaamste beperkende factor (Liefveld en Bak, 2012).

Uiterwaardverlaging en herinrichting van zandwinputten

Uiterwaardverlaging en de herinrichting van zandwinputten gaan vaak gepaard met natuurontwikkeling, maar dat hoeft niet. Uiterwaardverlaging is het afgraven van de uiterwaard en wordt uitgevoerd ten behoeve van grondstoffenwinning (klei), het vergroten van de doorstroomcapaciteit (veiligheid) en/ of natuurontwikkeling. De herinrichting van zandwinputten wordt vaak uitgevoerd als sluitstuk op het opvullen van diepe zandwinputten met 'toepasbare' grondstromen van elders (meestal uit het rivierengebied zelf).

In figuur 5.4 is het oppervlakte uiterwaardverlaging en herinrichting van zandwinputten weergegeven dat gekoppeld is aan natuurontwikkeling, d.w.z. het creëren van ondiep water, moeras, inundatiegrasland e.d. Deze laagdynamische natuur is van belang als direct leefgebied voor watergebonden organismen (ondiep water, moeras), maar bijvoorbeeld ook als paaigebied voor vis (ondergelopen grasland). Deze maatregelen worden vooral uitgevoerd langs de IJssel en de Bovenrijn-Waal. Verder valt op dat er nog significante oppervlaktes gepland zijn.

Een andere maatregel die bijdraagt aan de ontwikkeling van laagdynamische natuur is het doorgraven van de zomerdijk. Deze maatregel is uitgevoerd op vier locaties langs de Nederrijn-Lek en één locatie langs de IJssel, zie figuur 5.1. Deze maatregel zorgt voor een betere interactie tussen (waterstanden op) de rivier en de uiterwaarden.

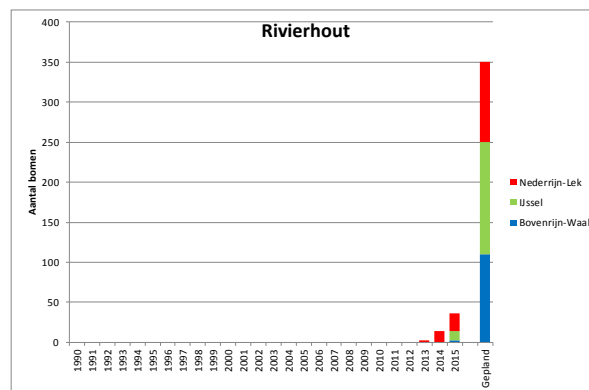


Figuur 5.4: Gerealiseerde en de nog geprogrammeerde uiterwaardverlaging (links) en herinrichting van zandwinputten (rechts) in hectares.

Uit de evaluatie in Rijn in Beeld (Kurstjens en Peters, 2012) blijkt dat de veranderingen in de laagdynamische delen van de uiterwaarden beperkt zijn. Waterplanten, vissen, libellen en amfibieën, die kenmerkend zijn voor minder dynamische delen van het riviereengebied, blijven achter bij de positieve trends van andere soorten. De ontwikkeling van voldoende laagdynamische natuur o.a. ondiepe overstromingsvlakten en moeras verdient meer aandacht bij de inrichting van (KRW) projecten de komende jaren (Kurstjens en Peters, 2012). Hierbij moeten ook de binnendijkse mogelijkheden mee worden genomen.

Rivierhout

De laatste jaren zijn er meerdere pilots uitgevoerd met het inbrengen van hout in de grote rivieren, zie figuur 5.5. Hierbij worden (dode) hele bomen in de rivier gelegd, meestal verankerd om afdrijven en schade aan schepen te voorkomen. Hout is een kenmerkend biotoop voor natuurlijke rivieren en veel typische riviersoorten zijn hier direct of indirect aan gebonden. Ze maken gebruik van het hout als voedselbron of als schuilplaats of maken gebruik van de vele (micro)habitats die door de stroming rondom het hout ontstaan.

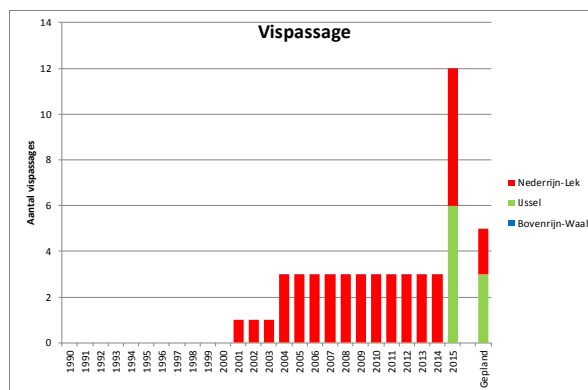


Figuur 5.5: Gerealiseerde en de nog geprogrammeerde inbreng van rivierhout (aantal bomen).

De eerste ervaringen met het inbrengen van rivierhout zijn positief. De verankerde bomen dragen wezenlijk bij aan de biodiversiteit van de macrofauna in de rivieren. Hoewel ook op het hout overwegend exotische macrofauna wordt aangetroffen (70-80%), zijn op drie locaties in de Lek 11 macrofaunasoorten aangetroffen die recent (afgelopen 100 jaar) niet uit de rivieren bekend zijn. De meest spectaculaire is de kokerjuffer *Brachycentrus subnubilus*; resten van deze soort zijn algemeen in oude rivierafzettingen (Klink, 2015). Ook de visgemeenschap gaat erop vooruit: het hout vormt een perfect schuil- en opgroeigebied voor jonge vis en inheemse soorten komen rond het hout in hogere dichtheden voor dan de exotische grondels (Dorenbosch *et al.*, 2015). Op dit moment zijn er dan ook vele nieuwe locaties in uitvoering of gepland binnen het KRW-programma (figuur 5.5).

Vispassages

Ten slotte zijn er maatregelen uitgevoerd om de vispasseerbaarheid tussen de Rijntakken en het regionale watersysteem te verbeteren. In figuur 5.6 is te zien dat er inmiddels diverse vismigratievoorzieningen zijn gerealiseerd.



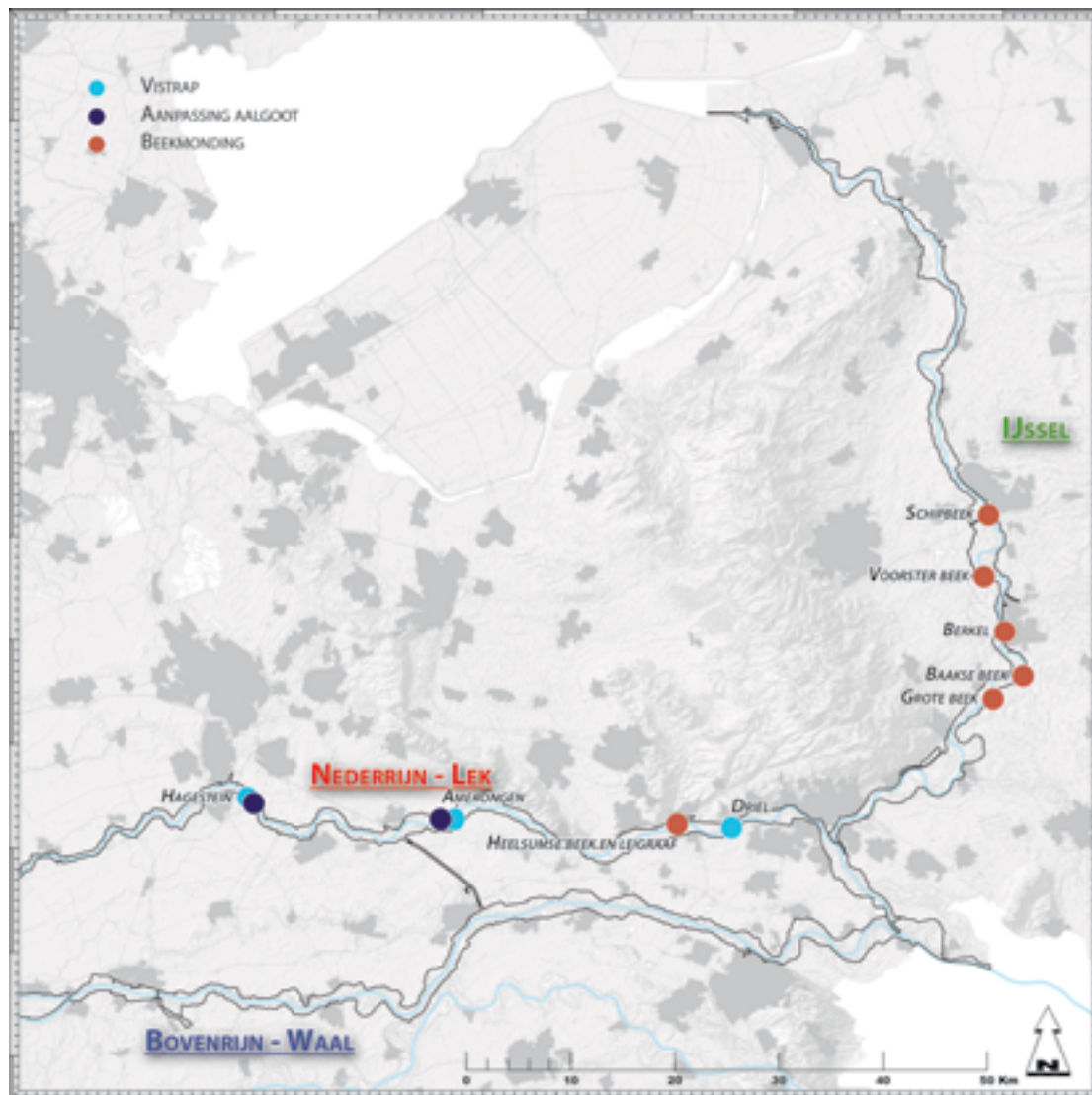
Figuur 5.6: Gerealiseerde en de nog geprogrammeerde vispassages (rijk-regionaal) in aantal voorzieningen.

De IJssel en de Bovenrijn-Waal zijn vrij afstromend en kennen geen barrières. In het hoofdwatersysteem liggen momenteel nog wel belangrijke knelpunten bij de Afsluitdijk en de Haringvlietssluis. Hier wordt aan gewerkt in het kader van respectievelijk de 'vismigratierivier' en het 'Kierbesluit'.

De stuwen in de Nederrijn-Lek zijn allen voorzien van een vispassage, zie figuur 5.7. Deze vispassages werken goed, hoewel de efficiëntie van de vistrap bij Hagestein laag lijkt (vindbaarheid voor vis) (Winter, 2010). Verder treedt er bij stroomafwaartse migratie nog schade op aan vis bij passage van de stuwen en bij de waterkrachtcentrale bij Amerongen.



Vispassage bij de stuw van Hagestein (foto: <https://beeldbank.rws.nl>, Rijkswaterstaat / Harry van Reeken).



Figuur 5.7: Gerealiseerde maatregelen ten behoeve van de vispasseerbaarheid.

5.2 ECOTOPEN

Tal van functies, zoals veiligheid, landbouw, recreatie en natuur, claimen ruimte in het riviereengebied. De inrichting en de kwaliteit van het riviereengebied veranderen daardoor. De veranderingen op het niveau van het landschap zijn goed terug te zien in de ecotopenkartering die Rijkswaterstaat elke 6 jaar uitvoert.

Een ecotoop is een herkenbare, min of meer homogene landschappelijke eenheid. De samenstelling en ontwikkeling van een ecotoop worden bepaald door de 'abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse' (Wolfert, 1996). Ecotopen hebben een directe relatie met inrichtings- en beheermaatregelen: de gevolgen van inrichting, beheer of andere processen vertalen zich direct in een andere ecotopensamenstelling. Meer informatie over ecotopen en de monitoring daarvan is te vinden via www.rijkswaterstaat.nl.

Voor de Rijntakken is een ecotopen-kartering uitgevoerd in 1997, 2005, 2008 en 2012. Op basis van deze karteringen zijn de landschappelijke veranderingen over de afgelopen periode in beeld gebracht, zie figuur 5.8. Hierbij is de situatie in 2005 en 2008 buiten beschouwing gelaten; deze houden het midden tussen 1997 en 2012. De ontwikkelingen zijn afgezet tegen een historische referentie uit 1850 (Middelkoop *et al.*, 2003). De ecotopen zijn geclusterd in ecotoopgroepen conform tabel 5.1:

Tabel 5.1: Karakteristieke landschappelijke eenheden van de gehanteerde ecotoopgroepen.

Ecotoopgroep	Karakteristieke landschappelijke eenheden
diep water	(matig) diep zomerbed, nevengeul en aangetakte strang
ondiep water	ondiep zomerbed, nevengeul en aangetakte strang
geïsoleerd water	geïsoleerde strang, plas, kolk
natuurlijke oever	oevers, grind- en zandplaten en slikken
zachthoutoobos	zachthoutoobos, zachthoutstruweel, overig natuurlijk bos
hardhoutoobos	hardhoutoobos, hardhoutstruweel, hoogwatervrij bos
moeras	moeras, riet, rietmoeras
laaggelegen ruigte	uiterwaardruigte
hooggelegen ruigte	rivierduin, oeverwalruigte, hoogwatervrije ruigte
laaggelegen grasland	uiterwaardgrasland
hooggelegen grasland	stroomdalgrasland, hoogwatervrij grasland
cultuur	productiegrasland, akker, productiebos, bebouwd, verhard

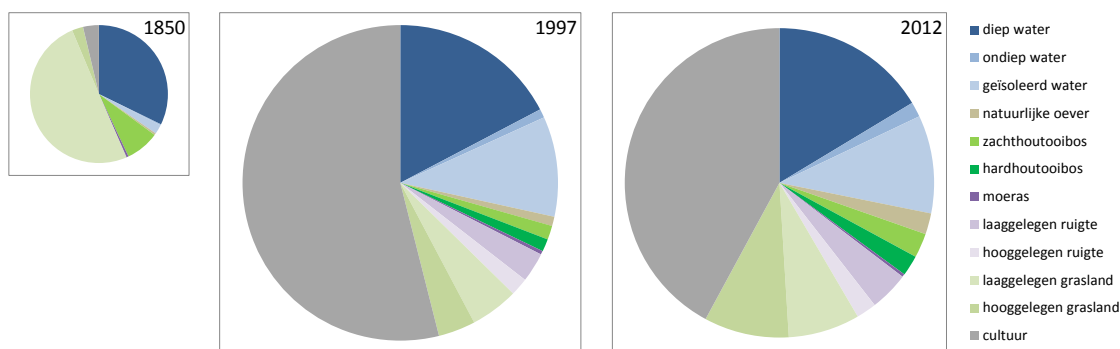
In de huidige situatie domineren de ecotoopgroepen cultuur en diep water. De riviertakken bestaan nog steeds voor het grootste deel uit een diepe, eenvormige vaargeul met relatief hooggelegen uiterwaarden waarin productiegrasland overheerst. De meer natuurlijke ecotoopgroepen zijn doorgaans minder goed vertegenwoordigd. In de Bovenrijn-Waal bedraagt het areaal natuurlijke ecotoopgroepen echter inmiddels bijna de helft.

Als gevolg van de uitvoering van diverse maatregelen in het kader van veiligheid, natuur en de KRW (zie paragraaf 5.1) is het areaal van de natuurlijke ecotoopgroepen toegenomen. Deze toename is zichtbaar in vrijwel alle ecotopen. De toename is het grootst bij het areaal natuurlijk (laaggelegen en hooggelegen) grasland. Dit ecotooptype is goed te verenigen met de hoogwaterveiligheid en is ook in de referentie dominant. De toename is overal ten koste gegaan van het areaal cultuurgrond, met name het areaal productiegrasland (zie ook paragraaf 6.1). Overigens is de oppervlakte natuurlijke ecotopen ten opzichte van 2012 inmiddels verder toegenomen als gevolg van de uitvoering van diverse maatregelen in 2015 (en 2016), zie paragraaf 5.1.

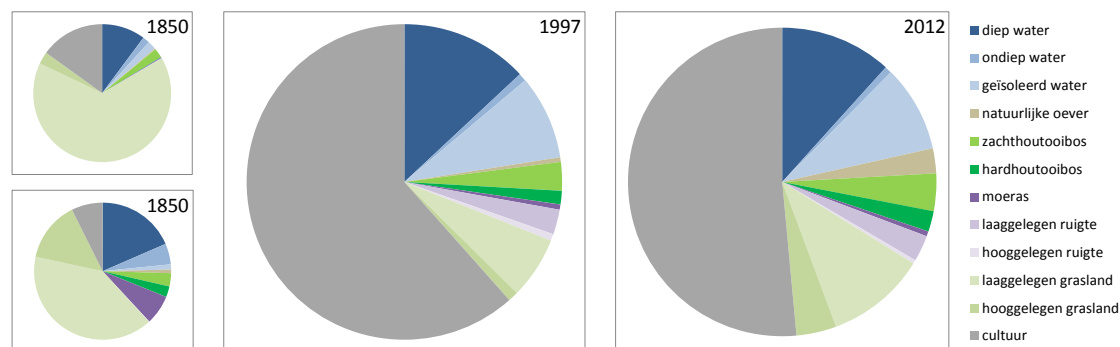
Ten opzichte van de situatie in 1850 valt vooral op dat het areaal cultuurgrond vroeger veel kleiner was. Het aandeel in 1850 betreft alleen de akkers; de uiterwaardgraslanden uit die tijd zijn door hun extensieve gebruik beschouwd als natuurlijk (laaggelegen) grasland. Verder valt op dat het areaal diep water in de huidige situatie soms kleiner is dan vroeger. Dit is het gevolg van normalisaties en vaarwegverkorting, waardoor veel rivierarmen zijn geïsoleerd van de hoofdgeul (en nu als geïsoleerd water gelden).

Een aantal ecotopen dat oorspronkelijk een belangrijke rol speelde in het rivierengebied is nog ondervertegenwoordigd. Vooral oobos, moeras (m.n. IJssel) en ondiep stromend water (m.n. IJssel en Bovenrijn-Waal) zijn nog schaars. Deze ecotopen zijn van groot belang voor de ontwikkeling van duurzame populaties van kenmerkende rivierorganismen (Bakker *et al.*, 1997).

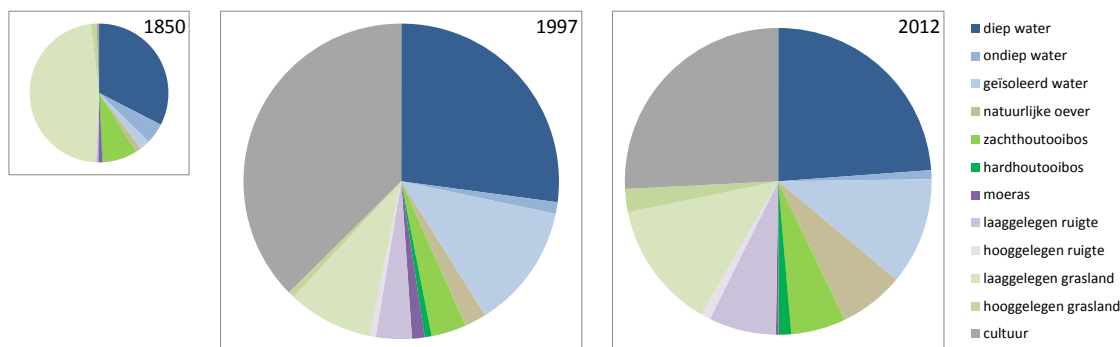
Nederrijn-Lek



IJssel

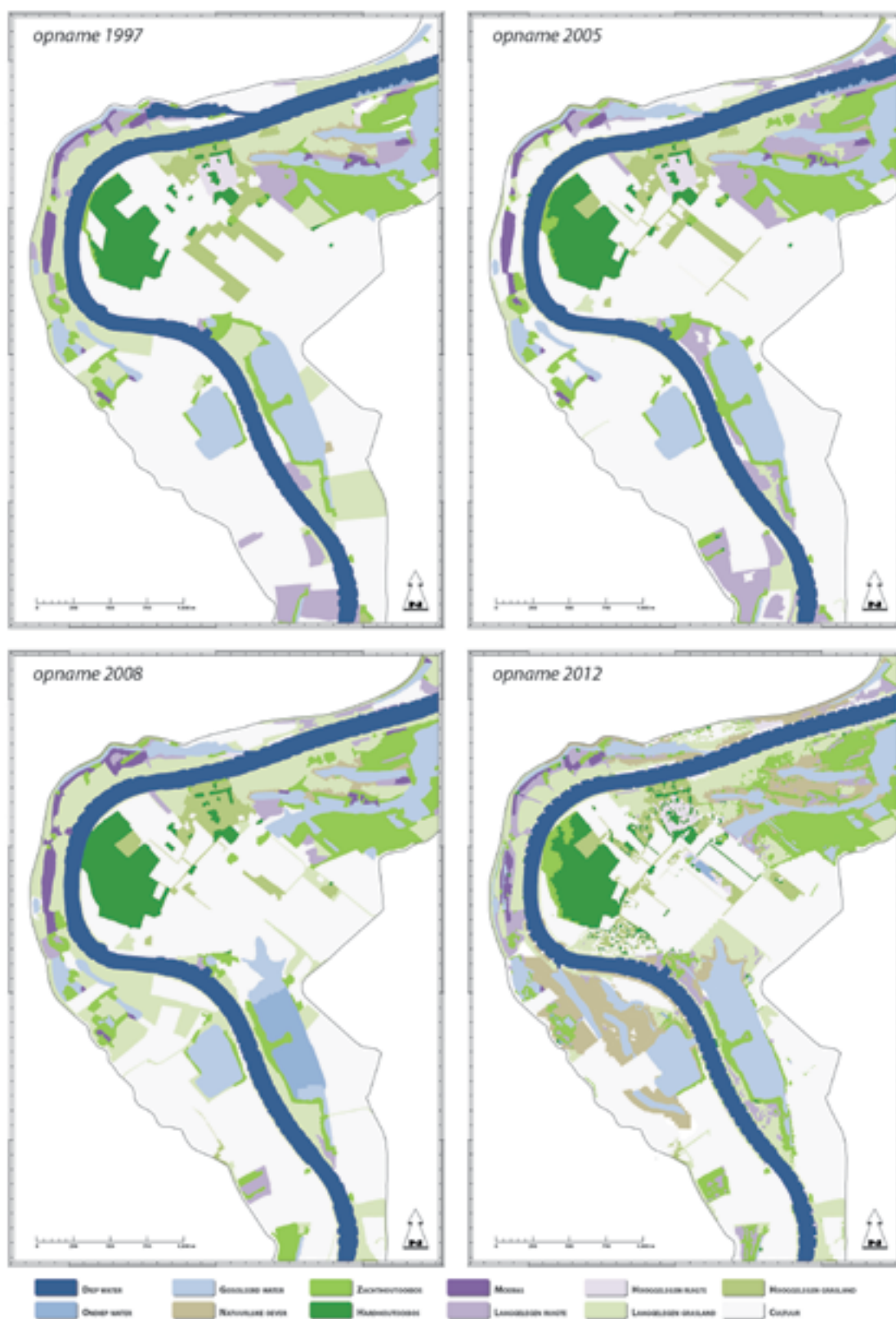


Bovenrijn-Waal



Figuur 5.8: Verdeling van ecotoopgroepen per riviertraject in 1850 (cf. Middelkoop et al., 2003), 1997 en 2012. Bij de IJssel is een referentiesituatie bepaald voor de Boven IJssel (boven weergegeven) en de Beneden IJssel (onder weergegeven).

Ter illustratie is de ontwikkeling van de ecotopen in de uiterwaarden van Olst afgebeeld, zie figuur 5.9. In de serie is een geleidelijke toename van het areaal natuurlijke ecotopen te zien. Verder valt op dat er in de opeenvolgende kaarten diverse kleine veranderingen zichtbaar zijn. Soms lijken deze verschillen eerder het gevolg te zijn van de kartering zelf dan aan werkelijke wijzigingen in het veld, zie bijvoorbeeld de veranderingen van het centrale bosgebied, met in 2005 en 2012 een randje zachthoutooibos, maar in 2008 niet. Verder lijkt met name de kartering in 2012 een stuk gedetailleerder dan de rest.



Figuur 5.9: Ontwikkeling van ecotopen in de uiterwaarden van Olst (situatie 1997, 2005, 2008 en 2012).

6. GEBRUIK EN BEHEER

Op basis van de beschikbare gegevens is de onttrekking van vis door de visserij lastig in te schatten.

Het aantal scheepvaartbewegingen is gelijk gebleven (Waal) of afgenomen (Nederrijn-Lek en IJssel). Hierbij zijn de schepen gemiddeld genomen wel groter geworden (toename laadvermogen).

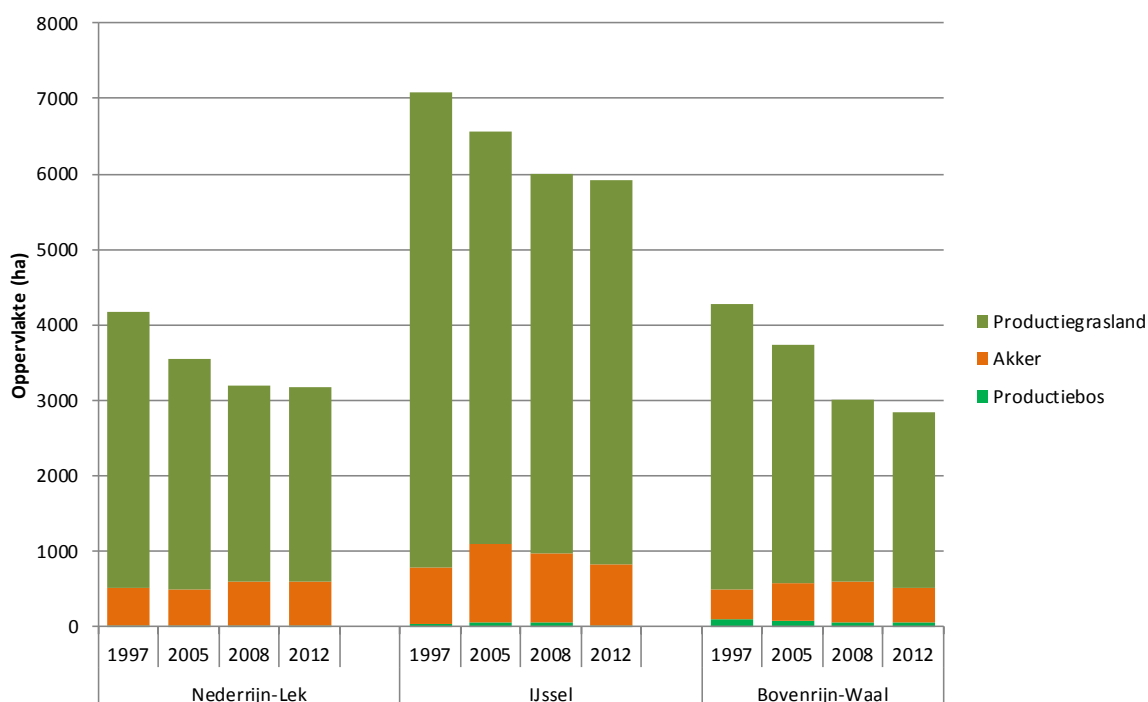
Ten behoeve van de scheepvaart is de 'gegarandeerde ligging van de waterbodem' in de loop van de tijd steeds lager geworden, enerzijds als gevolg van wijzigingen in de 'Overeengekomen Lage Rivierstand' (OLR), anderzijds omdat de marge ten opzichte van OLR is vergroot.

Het oeveronderhoud heeft de afgelopen decennia fluctuaties gekend qua intensiteit.

In dit hoofdstuk worden de belangrijkste trends en ontwikkelingen in het gebruik en het beheer van het hoofdwatersysteem beschreven. Hierbij is vooral gekeken naar de factoren die de toestand en trends van de chemische, fysische en ecologische waterkwaliteit kunnen verklaren. De volgende factoren zijn nader uitgewerkt: landbouw (paragraaf 6.1), visserij (paragraaf 6.2), scheepvaart (paragraaf 6.3), vaarwegonderhoud (paragraaf 6.4) en oeveronderhoud (paragraaf 6.5). Bij de uitwerking is gebruik gemaakt van informatie die beschikbaar is gesteld via contactpersonen van Rijkswaterstaat.

6.1 LANDBOUW

Een groot deel van de uiterwaarden is in agrarisch gebruik. Het oppervlakte van dit areaal is afgenomen, zie figuur 6.1. De afname is vooral het gevolg van een afname van het areaal productiegrasland. Deze trend is in alle riviertakken zichtbaar. Het areaal akker is overal licht gestegen; het areaal productiebos is afgenomen of vrijwel gelijk gebleven (Nederrijn-Lek). De afname van het landbouwareaal is vooral het gevolg van rivierverruiming, habitattherstel en natuurontwikkeling, zie hoofdstuk 5.



Figuur 6.1: Agrarisch gebruik van de uiterwaarden in 1997, 2005, 2008 en 2012 (bron: ecotopenkartering, zie ook paragraaf 5.2).

Daarbij is de belasting van het oppervlaktewater met voedingsstoffen vanuit de landbouw in de afgelopen decennia flink afgenomen. Op landelijk niveau is de stikstofconcentratie op ruim 80% van de bemonen locaties significant gedaald en de fosforconcentratie op ruim 50% van de locaties (Klein en Rozemeijer, 2015). De dalende trends zijn vastgesteld voor zomer- en winterconcentraties, voor de deelgebieden zand, klei en veen en voor verschillende meetperioden en ook van toepassing op de uiterwaarden langs de Rijntakken. De conclusies komen overeen met eerdere evaluaties van het Planbureau voor de Leefomgeving (zie onder andere Puijenbroek *et al.*, 2010).

De visserij in de Rijntakken wordt afgestemd in drie Visstandbeheercommissies (VBC's): Nederrijn Plus, IJssel Plus en Waal Plus. Om een duurzaam gebruik van de visstand te realiseren stellen de VBC's een visplan op. De bevissing wordt uitgevoerd conform deze visplannen (VBC Neder Rijn Plus, 2012; VBC IJssel Plus, 2012; VBC Waal Plus, 2012). In de visplannen is het huidige visserijgebruik beschreven.

Een belangrijke ontwikkeling in de visserij is dat vanaf 1 april 2011 in een aantal gebieden in Nederland (waaronder de Rijntakken) een vangstverbod geldt voor paling en wolhandkrab voor beroepsvisserij en sportvissers. Het verbod geldt omdat er te hoge dioxineconcentraties worden aangetroffen in deze organismen, waardoor er te grote risico's zijn ten aanzien van de voedselveiligheid. Hier is het verboden om paling of wolhandkrab in bezit te hebben; daarnaast mogen bepaalde aalvistuigen niet meer gebruikt worden (waaronder de aalfuik).

Beroepsvisserij

In tabel 6.1 is per riviertak het aantal visserijbedrijven met visrechten weergegeven. Enkele bedrijven hebben visrechten op meerdere riviertakken. De visserij-intensiteit is lastig in te schatten omdat deze niet van alle vissers bekend is en omdat deze afhangt van vele factoren (o.a. waterstand en temperatuur) en jaarlijks erg kan verschillen.

Tabel 6.1: Beroepsvisserij (bron: visplannen).

Riviertak	Aantal vissers	Type vangtuigen	Intensiteit
Nederrijn-Lek	2	Standaard want	Max. 50 perken
		Zegen	Afhankelijk van waterstand en temperatuur
IJssel	5	Standaard want	Max. 50 perken + afhankelijk van waterstand en temperatuur*
		Zegen	10-50 trekken + diverse zegens*
Bovenrijn-Waal	12	Standaard want	72 perken**
		Zegen	Max. 40 trekken + 2 zegens, wisselend aantal dagen per jaar**

* informatie afkomstig van 3 vissers

** op basis van de informatie van 5 vissers

In verband met het verbod op de aalvisserij, is de beroepsvisserij uitsluitend gericht op schubvis. Er wordt gevisd op consumptie- en pootvis: brasem, kolblei, blankvoorn, snoekbaars, baars, snoek en karper. Er wordt gevisd op winterconcentraties in havens, zandgaten en bij hoge waterstanden boven ondergelopen uiterwaarden.

In tabel 6.2 is een overzicht opgenomen van de vangstgegevens door beroepsvisserij in kilogram per jaar. De informatie in deze tabel is onvolledig omdat niet alle vissers informatie over hun vangsten hebben aangeleverd. Op basis van de informatie uit tabel 6.2 en het oppervlakte diepe wateren en aangetakte wateren uit de ecotopenkartering wordt de onttrekking geschat op 23 (Nederrijn-Lek), 33 (IJssel) en 17 kg/ha/jaar (Waal). Als het oppervlakte van alle wateren in het zomer- en winterbed wordt meegenomen (dus incl. de geïsoleerde wateren), dan bedraagt deze 15 (Nederrijn-Lek), 19 (IJssel) en 11 kg/ha/jaar (Waal).

Vanaf 2001 heeft de firma Komen de visserij in het Rijnstroomgebied uitgebreid met visrechten tussen de Duitse grens en Bemmelen (Bovenrijn en Waal). Dit heeft de visserijdruk in de overige gebieden met circa 40% verminderd (VBC Neder Rijn Plus, 2012). De visserij-intensiteit langs de IJssel (en op het Zwarte Water) zal in de toekomst hoger liggen vanwege de overname van schubvisrechten door de firma Bekendam (VBC IJssel Plus, 2012).

Tabel 6.2: Vangstinformatie beroepsvisserij in kilogram per jaar (bron: visplannen).

Riviertak	Nederrijn-Lek	IJssel	Waal
Aantal vissers met vangstinformatie/ totaal aantal vissers	1/2	1/5	6/12
Jaar	2011	2011	2010
Brasem/ Kolblei	10.000	2.400	9.550
Snoekbaars	3.500	1.800	5.600
Blankvoorn	2.100	2.800	7.560
Baars	300		700
Snoek	400	740	990
Karper	400	1.100	800
Grondel			800
Barbeel			300
Overige vis	600	1.400	512
Totaal	17.300	10.240	26.812

Sportvisserij

In tabel 6.3 is het aantal hengelsportorganisaties weergegeven met visrechten en schriftelijke toestemmingen om te kunnen vissen in de drie riviertakken. De rivieren zijn van groot belang voor sportvissers. Uit een federatie-enquête onder leden van Federatie Midden-Nederland (36.000 sportvissers) in 2008 blijkt dat sportvissers het liefst op de rivier vissen. Op basis van enquêtes wordt het jaarbezoek langs de gehele IJssel geschat op ruim 72.000 vis-sessies per jaar. Het rivierengebied biedt een grote variëteit aan visstekken, zoals kribben, zandstrandjes, kades en haventjes. In het voorjaar tijdens de paaitrek (vooral in april) wordt er veel gevestigd. Tijdens deze perioden trekken grote scholen blankvoorns, brasems en winde de rivier op.

Tabel 6.3: Aantal hengelsportorganisaties met visrechten en schriftelijke toestemmingen (bron: visplannen).

Riviertak	Hengelsportfederaties	Hengelsportverenigingen
Nederrijn-Lek	3	16
IJssel	1	13
Waal	2	22

De sportvissers op de rivier zijn als volgt te typeren (VBC Waal Plus, 2012):

- Recreatievissers (67%): vissen vooral op blankvoorn, brasem en kolblei en winde. Dit type vist met vaste hengel of feederhengel. In toenemende mate wordt ook gericht op barbeel gevestigd;
- Vliegvisserij (2%): vissen vooral op blankvoorn en winde. Dit type vist wadend langs de oever;
- Karpervissers (7%): gespecialiseerde vissers die uitsluitend op karper vissen, vissen ook regelmatig 's nachts;
- Snoekbaarsvissers (7%): gespecialiseerde vissers op snoekbaars;
- Snoekvissers (2%): gespecialiseerde vissers op snoek, maar ook andere roofvis als roofblei en baars.

De onttrekking van vis door sportvissers is beperkt tot snoekbaars; overige vis wordt nauwelijks onttrokken. Voor snoekbaars geldt er een meeneemlimiet van 2 stuks per visdag. Op basis van sportvisserijonderzoek op de IJssel wordt aangenomen dat er in alle riviertakken gemiddeld 0,96 snoekbaarzen per hectare per jaar worden onttrokken door de sportvisserij (VBC Waal Plus, 2012). In tabel 6.4 zijn de vangsten van snoekbaars per riviervak geschat door dit gemiddelde te vermenigvuldigen met het geschatte wateroppervlak van de rivier en de uiterwaardwateren bij normaal rivierpeil.

Tabel 6.4: Geschatte onttrekkingen sportvisserij in stuks per jaar.

Riviertak	Nederrijn-Lek	IJssel	Waal
Snoekbaars	2.446	2.700	5.126

De visuitzet door de sportvisserij betreft vooral karpers. Doel van de uitzet is het vergroten van het aandeel spiegelkarpers in de vangsten van sportvissers en het spiegelkarperbestand veilig te stellen

voor de toekomst. In de Nederrijn-Lek zijn in de periode 2007-2012 jaarlijks 170 spiegelkarpers uitgezet in het pand Driel-Amerongen en 180 stuks in het pand Amerongen-Hagestein. In de IJssel zijn in de periode 2000-2004 in totaal 2.808 spiegelkarpers verspreid langs de rivier uitgezet. In de Waal is door één vereniging in 2010 op een afgesloten plas in de uiterwaarden 40 kilo karper uitgezet. Daarnaast is in 2010 en 2011 spiegelkarper en schubkarper uitgezet op het Maas-Waalkanaal. Het streven was destijds om hier jaarlijks ongeveer 1 kg/ha uit te zetten.

6.3 SCHEEPVAART

De Nederlandse rivieren worden druk bevaren en zijn vooral van belang voor de beroepsscheepvaart. Daarnaast is er ook sprake van recreatievaart, maar deze speelt een ondergeschikte rol.

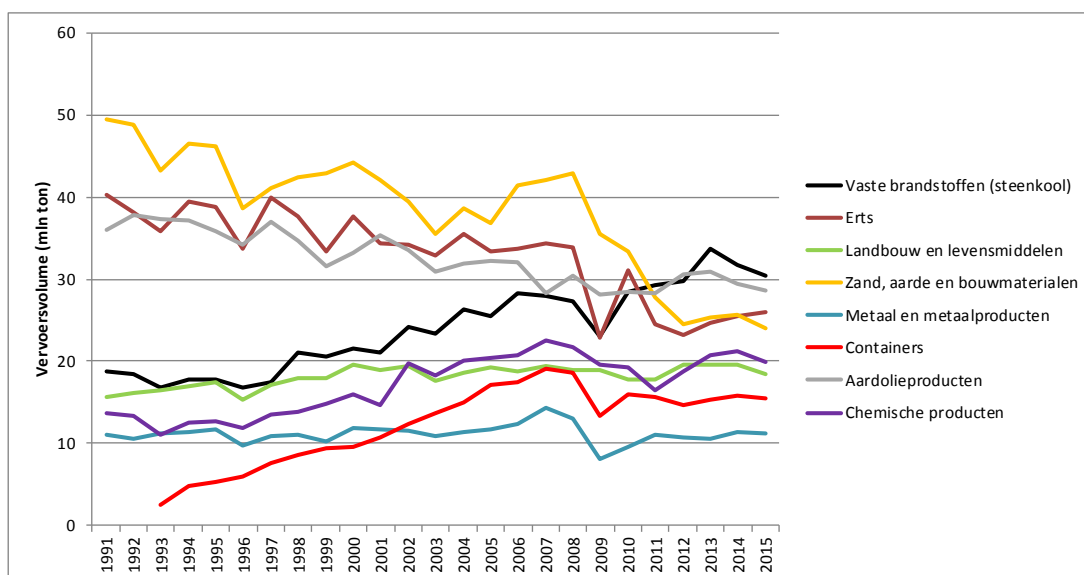
Beroepsvaart

De impact van de beroepsscheepvaart op de rivieren is groot en houdt vooral verband met de bevaarbaarheid en de effecten van de scheepvaartbewegingen. Om de rivieren bevaarbaar te maken en te houden zijn kribben, verharde oevers en recent langsdammen aangelegd die ervoor zorgen dat de rivier diep genoeg blijft en niet verzandt. De scheepvaartbewegingen zorgen voor extra golfslag en dynamiek in de oeverzone en voor opwerveling van sediment, vooral bij lage rivierafvoeren. Hierbij worden zelfs verschillen waargenomen tussen de kant waarlangs scheepvaartverkeer (beladen) tegen de stroom op vaart en de kant waarlangs schepen (doorgaans onbeladen) stroomafwaarts varen (ten Brinke, 2004).

Niet alle riviertakken zijn bevaarbaar voor alle typen schepen. De Nederrijn-Lek en de IJssel zijn bevaarbaar voor een groot Rijnschip of een eenbaksduwstel (klasse Va); de Bovenrijn-Waal is bevaarbaar voor alle schepen tot en met een zesbaksduwstel (klasse VIc). Daarbij zijn de Bovenrijn-Waal en IJssel vrij afstromend en hebben dus geen stuwen en sluizen. De Nederrijn-Lek heeft stuwen en scheepvaartsluizen bij Driel, Amerongen en Hagestein. Het meeste scheepvaartverkeer vindt plaats via de Bovenrijn-Waal.

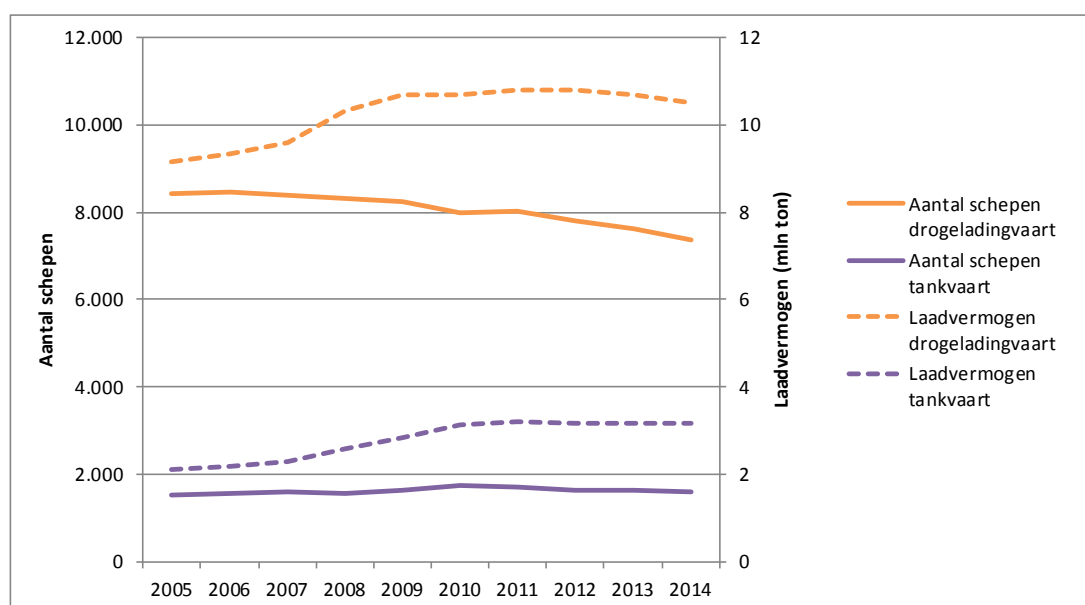
Over de hele Rijn van Zwitserland tot aan de monding in de Noordzee wordt jaarlijks ca. 330 mln. ton vervoerd. Daarmee vindt ongeveer 2/3 van het Europese binnenvaartvervoer plaats over de Rijn (CCR, 2016). De laatste jaren is het vervoersvolume vrij constant gebleven. Binnen de goederensegmenten zijn er echter diverse trends aanwezig. Zo is het vervoer van vaste brandstoffen (steenkool) in de periode 1990-2015 sterk gestegen, net als het vervoer van containers, zie figuur 6.2 (CCR, 2016). Voorbeelden van goederensegmenten met een neerwaartse trend zijn erts, zand, aarde en bouwmaterialen en aardolieproducten (CCR, 2016).

De ontwikkeling van het containervervoer is de laatste jaren gestagneerd als gevolg van terugkerende laagwaterperiodes, waarbij de binnenvaart tijdelijk marktaandeel aan het spoor verliest. Als gevolg van een laagwaterperiode nemen de beladingsgraad en het vervoersvolume af, waardoor meer schepen ingezet moeten worden.



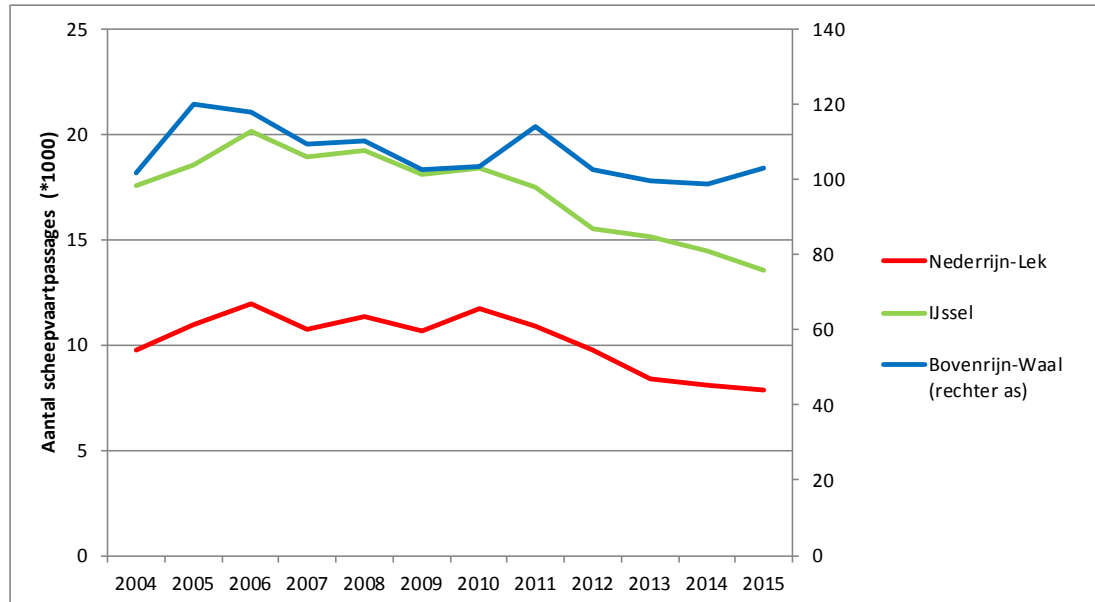
Figuur 6.2: Ontwikkeling van het vervoersvolume per goederensegment in de traditionele Rijnvaart (bron: CCR, 2016).

In West-Europa is het aantal motorvrachtschepen en duwbakken (de zogenaamde drogeladingvaart) tussen 2005 en 2014 teruggelopen, terwijl de tonnage is gestegen, zie figuur 6.3. Dat is vooral toe te schrijven aan het uit de vaart nemen van kleinere schepen (door sloop of verkoop aan het buitenland) en aan de nieuwbouw van eenheden met een hogere laadcapaciteit. Dit laatste kon met name in de periode voor 2009 worden vastgesteld. In de tankvaart is het aantal schepen gelijk gebleven tussen 2005 en 2014 (ca. 1500 schepen), terwijl de tonnage toenam van ruim 2 naar ruim 3 miljoen ton (CCR, 2016).



Figuur 6.3: Ontwikkeling van het aantal schepen en het laadvermogen in de zogenaamde 'drogeladingvaart' (motorvrachtschepen en duwbakken) en in de tankvaart (bron: CCR, 2016).

In figuur 6.4 is het aantal scheepvaartpassages van de binnenvaart vanaf 2004 weergegeven op de tel-posten Arnhem (Nederrijn-Lek), Doesburg (IJssel) en Nijmegen (Bovenrijn-Waal). Het aantal scheepvaartbewegingen op de Bovenrijn-Waal is verreweg het grootst (weergave op de rechter-as) en is vrij constant gebleven over de periode 2004-2015. Het aantal scheepvaartbewegingen op de IJssel en de Nederrijn-Lek is afgenomen vanaf 2006 (IJssel) en 2010 (Nederrijn-Lek). Dit houdt mogelijk verband met de afname van het aantal kleine schepen en de afname van het binnenlandse vervoer als gevolg van de economische crisis (IJssel en Nederrijn-Lek).



Figuur 6.4: Aantal scheepvaartpassages binnenvaart (bron: Rijkswaterstaat).

Recreatievaart

Nederland is een watersportland bij uitstek, heeft allerlei soorten vaarwater en 5.500 km aan bevaarbare vaarwegen. De recreatievaart concentreert zich vooral rond de meren in Friesland en Utrecht, de Zuid-Hollandse en de Zeeuwse Delta. Ten opzichte van deze gebieden speelt de recreatievaart op de grote rivieren een ondergeschikte rol. De recreatievaart in de rivieren concentreert zich rond de aangegetakte strangen en zandwingaten; de rivieren zelf worden vooral als verbindingroute gebruikt. Het effect van de recreatievaart op de oevers en het onderwatermilieu is hier beperkt ten opzichte van de beroepsscheepvaart.

Het is lastig om inzicht te krijgen in de ontwikkeling van het aantal scheepvaartbewegingen. Hiervoor zijn eigenlijk alleen de tellingen bij sluizen een betrouwbare bron; deze zijn alleen aanwezig in de Nederrijn-Lek. In het algemeen geldt dat de watersport in Nederland aan het afnemen is. Het aantal vaardagen daalt en er vindt een verschuiving plaats van meerdaagse tochten naar dagtochten (Waterrecreatie Advies, 2016). Vroeger ging men een aantal weken met de boot op vakantie, maar die staan steeds meer onder druk van buitenlandse (vlieg)vakanties. Bovendien is er sprake van 'vergrijzing' van de watersport; dit geldt zowel voor de eigenaren als voor de boten. In 1993 was 35% van de schippers ouder dan 50. In 2013 was dit opgelopen naar 74% (Waterrecreatie Advies, 2016).

6.4 VAARWEGONDERHOUD

Het vaarwegonderhoud is primair gericht op het handhaven van de bevaarbaarheid van de vaargeul voor de scheepvaart.

Bodemerosie en aanzanding

Voor het vaarwegonderhoud zijn twee processen dominant: de bodemerosie en aanzanding als gevolg van maatregelen in het winterbed. De bodemerosie ligt in de ordegrootte van 1,5 cm/jaar bij Lobith, afnemend tot uiteindelijk nihil nabij Tiel (Waal) en juist voorbij Zutphen (IJssel), zie ook hoofdstuk 2. Door de bodemerosie ontstaan problemen voor de scheepvaart bij de vaste lagen bij Nijmegen en St. Andries en bij de bodemkribben bij Erlecom. Omdat deze stortstenen constructies niet meedelen met de eroderende zandige bodem worden deze vaste lagen maatgevend voor de aflaaddiepte van de schepen. Ook neemt de 'gronddekking' van rivier-kruisende kabels en leidingen (gas, electra,

telecommunicatie) af en gaan bijvoorbeeld problemen ontstaan met drempels bij sluizen en de waterverdeling bij de Pannerdense kop (Rijkswaterstaat, 2016).

Daarnaast treedt er lokaal aanzanding op in het zomerbed. Enerzijds als autonoom proces, maar de laatste jaren in toenemende mate ook als gevolg van gerealiseerde maatregelen in het kader van de programma's Ruimte voor de Rivier, Kaderrichtlijn Water en NURG. Deze maatregelen zorgen vooral bij hoogwater, maar afhankelijk van de maatregel soms ook bij laagwater, voor een ander stroombeeld in de rivier, waardoor de sedimentstroom wordt beïnvloed. Aanzanding treedt vooral lokaal op en leidt tot scheepvaartknelpunten (verminderde waterdiepte en daardoor meer weerstand op de scheepsrump en in het extreemste geval een geringere aflaaddiepte), baggerhinder en -kosten. Naar verwachting zal de aanzanding en daarmee ook de scheepvaarthinder in de toekomst verder toenemen (Rijkswaterstaat, 2016).

Gegarandeerde ligging van de waterbodem

Ten behoeve van de scheepvaart is een 'gegarandeerde ligging van de bodem van de vaargeul' afgesproken. Deze is gerelateerd aan de waterstand, de Overeengekomen Lage Rivierstand (OLR). Vanaf 2006 bedraagt de gegarandeerde ligging van de waterbodem op de Waal 'OLR – 2,80m'. De OLR wordt internationaal vastgesteld en is gerelateerd aan de Bovenrijnafvoer bij Lobith (momenteel 1.020 m³/s). Gemiddeld wordt de OLR ca. 15 – 20 dagen per jaar onderschreden.

De gegarandeerde ligging van de waterbodem is in de loop van de tijd steeds lager geworden, enerzijds als gevolg van wijzigingen in de OLR (deze is in de loop van de tijd meegedaald met de steeds lagere bodemligging), anderzijds omdat de marge ten opzichte van OLR is vergroot: tot 2006 bedroeg de gegarandeerde ligging van de waterbodem op de Waal 'OLR – 2,50m'. Dit heeft sindsdien geleid tot een toename van het baggervolume.



Vaargeulonderhoud op de Waal bij Nijmegen (foto Pieter van Vessem).

Sedimentbeheer

Met name om de bodemerosie te verminderen is het sedimentbeheer gewijzigd. Zo was het tot 1990 gebruikelijk dat al het gebaggerde sediment (m.n. zand) uit het zomerbed werd verwijderd en vermarkt. Sinds 1990 wordt het sediment meer in het systeem gehouden en moet het gebaggerde sediment terug worden gebracht in het zomerbed. Momenteel wordt gebaggerd sediment teruggestort op diepe plekken in de vaargeul binnen een straal van 1,5 km van de baggerlocatie. Benedenstrooms van Zaltbommel (Waal) en Harculo (IJssel) mag beperkt sediment aan de rivier worden onttrokken, respectievelijk maximaal 90.000 m³ en 10.000 m³ per jaar (Rijkswaterstaat, 2010).

Maatregelen

Om de negatieve effecten van met name de bodemerosie beheersbaar te maken, wordt momenteel een drietal beheersmaatregelen onderzocht: het toevoegen van sediment aan de rivier (suppleren), de aanleg van langsdammen en het aanpassen van kribben (lees: optimaliseren van de vorm en afmetingen) (Rijkswaterstaat, 2016). Van deze maatregelen levert het aanleggen van langsdammen naar verwachting de beste potenties voor de ecologische kwaliteit. Deze maatregel wordt nu gemonitord.

6.5 OEVERONDERHOUD

Het onderhoud van de oevers en de uiterwaarden wordt uitgevoerd door de grondeigenaren. Om de afvoer van water te garanderen stelt Rijkswaterstaat regels op waar de grondeigenaren zich aan moeten houden. In de afgelopen decennia is de visie op het oeveronderhoud en de vegetatieontwikkeling aan diverse veranderingen onderhevig geweest.

Plan Ooievaar

Een belangrijke mijlpaal in het onderhoud van de uiterwaarden was de publicatie van Plan Ooievaar (1987) en even later Levende Rivieren (1992). Tot die tijd werden de uiterwaarden voor de winter 'glad' opgeleverd, waarbij bijvoorbeeld ook het prikkeldraad dwars op de stromingsrichting tijdelijk werd verwijderd. De nieuwe ideeën rond de ontwikkeling van natuur in de uiterwaarden leidden eerst tot een aantal experimenten zoals in de Duursche waarden (1989) en de Millingerwaard (1991). Vanaf circa 1996/1997 werd de handhaving met betrekking tot de rasters en de vegetatieontwikkeling losser, met als gevolg dat zich meer vegetatie kon ontwikkelen in de uiterwaarden en langs de oevers.

Stroomlijn

Met de uitvoering van Ruimte voor de Rivier (RvR) kwam er ook meer aandacht voor de vegetatieontwikkeling in de uiterwaarden in verband met het waterstandverhogende effect van vegetatie. Dit leidde in 2006 tot het programma 'Stroomlijn' (met een update in 2008) waardoor in eerste instantie de vegetatie op de oevers in eigendom van Rijkswaterstaat terug werd gezet naar de situatie van 1996. In 2011 kreeg dit een vervolg met 'Stroomlijn 2' waarbij ook de vegetatie in stroombanen op het terrein van derden werd aangepakt om een goede afstroming van water te garanderen. Hierbij is ook rekening gehouden met de natuurwetgeving, cultuurhistorische aspecten, specifieke wensen van de omgeving e.d. ('glad tenzij'). In 2016 zijn de laatste stroomlijn-projecten afgerond. De nieuwe situatie wordt in stand gehouden op basis van de vegetatielegger (Rijkswaterstaat, 2014).

Prestatiecontract

Vanaf 2011 wordt het onderhoud van de oevers uitbesteed op basis van een prestatiecontract. Dit houdt in dat een aannemer de oevers in stand houdt op basis van systeemeisen en functionele eisen. De aannemer mag zelf bepalen hoe hij hier invulling aan geeft. Het prestatiecontract is integraal (alle vormen van onderhoud).

Conform het prestatiecontract wordt de vegetatie op de oevers eens in de drie jaar afgezet op 1 meter hoogte. Voorheen werd dit onderhoud meer op ad-hoc basis uitgevoerd door de districten (jaarlijks) en terreinbeherende instanties.

Het prestatiecontract heeft ook betrekking op de instandhouding van kribben en verharde oevers. Ook hier is het prestatiecontract gericht op instandhouding van de situatie. In de regel betekent dit dat het onderhoud wat 'losser' is geworden: waar voorheen de 'schade' aan kribben en oevers direct werd hersteld, wordt nu meer gekeken of dit wel nodig is op basis van de functionaliteit.

Overture

Vanaf 1990 zijn steeds meer oevers in eigendom gekomen van Rijkswaterstaat. Dit is het gevolg van het plan 'Overture' (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1993). Dit plan was gericht op de ontwikkeling van natuurvriendelijke oevers en heeft er toe geleid dat de Staat langs de Nederrijn/Lek en

langs de Waal meer dan 75% van de oeverstroken in grondeigendom heeft. Langs de IJssel ligt dit percentage een stuk lager (10-20%). Deze stroken hebben een gevarieerde breedte (10-50 m) en zijn de afgelopen jaren veelal als natuur beheerd (vaak begrazing; vaak zonder kunstmest en bestrijdingsmiddelen). Het eigendom geeft Rijkswaterstaat ook gemakkelijker controle over de vegetatieontwikkeling (zichtlijnen), oeverafslag, e.d.



Nederrijn bij Wageningen (foto: Bureau Waardenburg)

7. SYNTHESE

In de synthese worden de belangrijkste ontwikkelingen uit de voorgaande hoofdstukken besproken en met elkaar in verband gebracht. Dit gebeurt zowel aan de hand van de informatie uit de hoofdstukken (paragraaf 7.1) als aan de hand van een aantal thema's (paragraaf 7.2). De focus ligt hierbij op de ontwikkelingen in de waterkwaliteit en ecologie en de factoren die deze ontwikkelingen kunnen verklaren.

7.1 BESPREKING VAN DE RESULTATEN

7.1.1 HYDROLOGIE EN MORFOLOGIE

Er zijn enkele belangrijke hydrologische en morfologische verschillen tussen de verschillende Rijntakken die van belang zijn voor een goed begrip van de waterkwaliteit en ecologie. De Bovenrijn-Waal is vrij afstromend en voert het meeste water af. De IJssel is ook vrij afstromend, maar een stuk kleiner. De hydrologie en morfologie van de Nederrijn-Lek worden sterk bepaald door het stuwbeheer.

Binnen deze waterlichamen is echter ook nog variatie te zien in de hydro-morfologische omstandigheden langs de lengtegradiënt. Zo is de waterpeildynamiek in de Bovenrijn-Waal en de IJssel benedenstrooms bijvoorbeeld een stuk kleiner dan bovenstrooms, zie figuren 2.1 en 2.3. In de Nederrijn-Lek wordt deze dynamiek sterk beïnvloed door het stuwbeheer, zie figuur 2.6. De waterpeildynamiek (m.n. in het groeiseizoen) is van groot belang voor de ontwikkeling van waterplanten, zie paragraaf 4.1. Ook de samenstelling van het bodemmateriaal verandert van bovenstrooms naar benedenstrooms: bovenstrooms domineren grind en grof zand, in benedenstroomse richting wordt het materiaal steeds fijner. De samenstelling van het bodemmateriaal is met name van belang voor macrofauna en vissen die op dit substraat leven of het gebruiken voor de afzet van eieren, zie paragraaf 4.2 en 4.3.

De hydrologische en morfologische verschillen tussen de riviertakken zijn goed beschreven door onder andere Ten Brinke (2004). Ze vormen het 'DNA van de rivier' en bepalen in grote mate welke inrichtingsmaatregelen 'passend' en daarmee effectief zijn voor de ecologische ontwikkeling. Dit is goed in beeld gebracht door Middelkoop *et al.* (2003) en wordt verder uitgewerkt binnen het project 'Smart Rivers', zie Peters *et al.* (2014) en www.smartivers.nl. Bij de realisatie van KRW-maatregelen wordt aangesloten bij deze uitgangspunten.

De hydro-morfologische omstandigheden vormen een belangrijk kader voor de ecologische ontwikkeling, maar ook het daadwerkelijk (toevallig) optredende afvoerverloop is van belang. Processen die hierdoor beïnvloed worden zijn bijvoorbeeld verspreiding en overleving van organismen, maar ook verstoring en het terugzetten van successie (cyclische verjonging). Sinds 2003 zijn er beduidend minder hoogwatersituaties geweest, met uitzondering van 2011 (met Bovenrijnafvoeren >7.000 m³/s). Dergelijke hoogwatersituaties zijn van belang voor de aanvoer van zand naar de oeverzones (kribvakken en oeverwallen) en het 'opruimen' van bezonken slib in nevengeulen en minder dynamische delen van het zomerbed. Als deze dynamiek een tijd uitblijft, neemt onder meer de beschikbaarheid van zand en grind af, zowel in het water als op de oever. Hierdoor nemen kenmerkende habitats en levensgemeenschappen ook af en zullen ze zich meer richting laagdynamische systemen ontwikkelen.

Een andere belangrijke ontwikkeling is dat het aantal dagen dat de Nederrijn-Lek gestuwd wordt in de loop van de tijd is toegenomen: in 30 jaar tijd van ca. 7 maanden naar ca. 9 maanden per jaar. Dit komt doordat het stuwbeheer is gekoppeld aan de waterstand bij Lobith (en niet aan de afvoer bij Lobith). Door de bodemerosie komt er bij dezelfde waterstand bij Lobith nu meer water binnen dan vroeger, waardoor het stuwbeheer bij steeds hogere afvoeren begint (zie paragraaf 2.1.4). De kansen voor de typische stromingsminnende flora en fauna in de Nederrijn-Lek worden hierdoor steeds kleiner.

De bodemerosie heeft ook tot gevolg gehad dat de waterstanden in de bovenstroomse delen van de Bovenrijn-Waal en IJssel bij gemiddelde tot lage tot afvoeren zijn gedaald (zie figuur 2.17 en 2.18). Hierdoor neemt de verdroging van de uiterwaarden in de zomerperiode toe en zijn bestaande geulen, strangen, e.d. steeds minder vaak aangetakt/ meestromend.

In de delen van de Bovenrijn-Waal en IJssel met bodemerosie (boven- en middenstroomse delen) is het aantal dagen dat de uiterwaarden overstroomd in de voorzomer gedaald. Veel soorten zijn afhankelijk van ondiepe overstroomingsvlaktes en tijdelijke plas-dras situaties in deze periode (zie onder andere Kurstjens *et al.*, 2014). Het aantal dagen met lage waterstanden in het groeiseizoen is er daarentegen toegenomen. Grote delen van de kribvakken en wateren in de uiterwaarden kunnen dan uitdrogen, waardoor waterplanten en macrofauna minder goed tot ontwikkeling komen.

Tabel 7.1: Samenvatting ontwikkelingen in hydrologie en morfologie (tekens) en hun effect op de ecologie (kleur).

	Neder- rijn-Lek	IJssel	Boven- rijn-Waal	Toelichting trend
- Gemiddelde winterafvoer	0			
- Gemiddelde zomerafvoer	0			
- Aantal dagen met afvoer >4.500 m³/s	0			
- Aantal dagen met afvoer >7.000 m³/s	0			Sinds ca. 2003 alleen in 2011
- Aantal dagen met afvoer <1.300 m³/s	0			
- Aantal dagen met afvoer <1.000 m³/s	-			Sinds ca. 1970
- Aantal stuwdagen Nederrijn-Lek	+	n.v.t.	n.v.t.	
- Bodemhoogte zomerbed	0	-	-	Doorgaande bodemerosie, m.n. in de bovenstroomse delen
- Waterstand bij gemiddelde en lage afvoeren	0	-	-	In de bovenstroomse delen
- Aantal dagen overstroming uiterwaarden in de voorzomer	0	-	-	In de bovenstroomse delen
- Aantal dagen met lage waterstand in het groeiseizoen	0	+	+	In de bovenstroomse delen

Verklaring tekens en kleuren

Teken	Trend (1990-2015)	Kleur	Effect op ecologie
+	Stijgend		Positief
0	Neutraal		Neutraal
-	Dalend		Negatief

7.1.2 FYSISCH-CHEMISCHE WATERKWALITEIT

De chemische kwaliteit van het Rijnwater wordt steeds beter. Het was al bekend dat sinds de jaren 70 de concentraties van veel verontreinigende stoffen aan het afnemen zijn (zie onder andere Reeze *et al.*, 2005). Deze trend heeft zich de laatste decennia verder voortgezet (tabel 7.2).

De belangrijkste ontwikkelingen zijn de afname van het gemiddelde zwevend stofgehalte en het chlorofyl-gehalte en de toename van het doorzicht: in de Nederrijn-Lek steeg het doorzicht van 1 naar 2 meter, in de IJssel van 0,5 naar 1,5 meter en in de Bovenrijn bij Lobith van 0,5 naar 0,7 meter. Het doorzicht is een belangrijke factor voor de groei van waterplanten en (direct en indirect) ook voor macrofauna en vis.

Deze ontwikkeling hangt mogelijk samen met de afname van de voedselrijkdom van het rivierwater. De gehalten fosfaat voldoen de laatste jaren vrij consequent aan het doel voor de KRW (GEP), het gehalte aan stikstof daalt ook maar voldoet nog niet altijd aan de norm. Ook de intrede van slijkgarnalen (die slib vastleggen in hun kokertjes) en tweekleppigen zoals de Aziatische korfmossel en meer recent de Quaggamossel speelt mogelijk een rol; mogelijk is hiermee de filtercapaciteit van de bodemfauna toegenomen. In meren is het positieve effect van bodemfauna op het doorzicht inmiddels meerdere malen aangetoond (Noordhuis *et al.*, 2014; van der Kamp *et al.*, 2015). Voor rivieren moet dit verder worden uitgezocht (zie aanbevelingen).

Daarnaast hangt de toename van het doorzicht in de Nederrijn-Lek mogelijk samen met de toename van het aantal stuwdagen. Er kan daardoor immers meer slib tot bezinking komen.

Tabel 7.2: Samenvatting ontwikkelingen in de fysisch-chemische waterkwaliteit (tekens) en hun effect op de ecologie (kleur).

	Neder- rijn-Lek	IJssel	Boven- rijn-Waal	Toelichting trend
- Zoutgehalte	-	-	-	Vooral tussen 1990 en 2000
- Watertemperatuur	0/+			Toename van 3°C in 100 jaar, trend 1990-2015 onzeker
- Aantal dagen met een T > 23 °C	0/+			Toename over periode 100 jaar, trend 1990-2015 onzeker
- zwevend stof	--	-	-	
- Doorzicht	++	+	+	
- Chlorofyl (algen)	-	-	-	
- Zuurstof	0	0	0	Voldoet, gehalten in Nederrijn-Lek en IJssel zijn lager dan Bovenrijn-Waal
- Voedselrijkdom	-	-	-	Fosfor voldoet aan norm, Stikstof nog (net) niet
- Zware metalen	-	-	-	Opgeloste concentraties dalen vooral tussen 1990 en 2000; (nog) geen trend in de gehalten binnen het zwevend stof
- Organische microverontreinigingen	-/ 0/ +	-/ 0/ +	-/ 0/ +	Verschildt per stof
- Toxische druk	0	0	0	Toxische druk overschrijdt indicatieve drempelwaarde, maar is beperkt
- Nieuwe bestrijdingsmiddelen, medicijnresten en microplastics	?	?	?	De mogelijke effecten van dergelijke stoffen zijn vaak nog onbekend; ook nog geen gegevens en normen beschikbaar

Verklaring tekens en kleuren

Teken	Trend (1990-2015)	Kleur	Effect op ecologie
+	Stijgend		Positief
0	Neutraal		Neutraal
-	Dalend		Negatief

De gemiddelde watertemperatuur is in honderd jaar tijd met ca. 3 °C gestegen door een combinatie van warmtelozingen, met name bovenstrooms in Duitsland (2/3), en klimaatverandering (1/3), zie paragraaf 3.1. De watertemperatuur is cruciaal voor de snelheid van biologische processen (afbraak, groei, ei-ontwikkeling, etc.). Het aantal dagen dat de temperatuur van het Rijnwater boven de 23 °C komt, is ook toegenomen. Deze waarde is gebruikt als indicatieve grens waarboven ecologische effecten op bijvoorbeeld de visstand steeds waarschijnlijker worden. Exoten lijken juist te profiteren van deze trend (zie o.a. Kerkum et al., 2004).

Of de stijging van de temperatuur zich ook in de onderzoeksperiode (1990-2015) heeft voorgedaan is onzeker: in een groot deel van de onderzoeksperiode is een afwijkende meetstrategie gehanteerd, zie figuur 3.2. Het is ook niet duidelijk hoe de trend zich verder zal ontwikkelen. Het ligt in de verwachting dat het lozingenbeleid voor koelwater zal leiden tot een afzwakking van de stijgende trend: in Duitsland wordt door de overschakeling van kernenergie naar duurzame energie (sinds kernramp Fukushima, 2011) minder warmte geloosd. Het vergt echter een voortzetting van de monitoring om dit daadwerkelijk te bevestigen.

Hoewel de concentraties van veel stoffen afnemen, zijn er nog steeds meerdere milieuverontreinigende stoffen die de Europese normen overschrijden. Deze milieuverontreinigingen hebben echter geen dominant effect meer op de aquatische levensgemeenschap, hoewel een beperkt effect niet uit te sluiten is. Het is wel zo dat (lang) niet alle stoffen bij de bepaling van dit effect konden worden meegenomen, zoals bijvoorbeeld nieuwe bestrijdingsmiddelen, medicijnresten en microplastics. Deze stoffen worden nog niet allemaal gemeten en hun effecten op het ecosysteem zijn ook nog lang niet compleet in beeld.

7.1.3 INRICHTING EN GEBRUIK

Om de ecologische kwaliteit van het rivierwater te verbeteren, worden diverse maatregelen uitgevoerd. Tegelijkertijd wordt middels vergunningverlening geborgd dat er geen achteruitgang optreedt. De laatste jaren is het KRW-maatregelenprogramma goed op stoom gekomen en zijn veel maatregelen gerealiseerd (versnelling), zie tabel 7.3. De eerste planperiode voor de KRW (2009-2015) is afgerond en de tweede planperiode is inmiddels in volle gang. Hiermee is reeds een significant areaal nieuwe (herstelde) KRW-relevante habitats ontstaan. Uit evaluaties blijkt dat veel inrichtingsmaatregelen een positief effect hebben op de ecologie, hoewel dit vaak nog niet direct zichtbaar is (zie hoofdstuk 5).

Tabel 7.3: Ontwikkelingen inrichting en gebruik (tekens) en hun effect op de ecologie (kleur).

	Neder- rijn-Lek	IJssel	Boven- rijn-Waal	Toelichting trend
Inrichting				
- Lengte meestromende nevengeulen	+	+	++	
- Lengte eenzijdig aangetakte strang	+	+	+	
- Lengte natuurlijke oevers	+	+	+	
- Oppervlakte moeras en geïsoleerd water	+	+	++	a.g.v. uiterwaardverlaging en herinrichting zandwinputten
- Rivierhout	+	+	0/+	
- Aantal vispassages	+	+	0	Ook Rijk-regionaal
- Hydrologische interactie tussen zomerbed en uiterwaardwateren	+	+	+	Door zomerkadedoorsteking en/of geulaanleg op meer locaties lokale uitwisseling
- Areaal natuurlijke ecotopen	+	+	+	
Gebruik en beheer				
- Belasting vanuit de landbouw	-	-	-	Afname areaal en afname belasting met voedingsstoffen
- Onttrekkingen visserij	?	?	?	Onttrekking lijkt fors/significant
- Aantal scheepvaartbewegingen	-	-	0	
- Omvang van de schepen	+	+	+	
- Gegarandeerde bodemligging vaargeul			-	Heeft tot toename baggervolume geleid
- Verwijdering van zand uit zomerbed	-	-	-	Sinds 1990 grotendeels gestopt t.b.v. tegengaan bodemerisatie
- Lokale aanzanding zomerbed	+	+	+	a.g.v. maatregelen t.b.v. RvR, KRW, NURG
- Vegetatie op oever en in uiterwaarden	+/-	+/-	+/-	Eerst toename, daarna afname (Stroomlijn)

Verklaring tekens en kleuren

Teken	Trend (1990-2015)	Kleur	Effect op ecologie
+	Stijgend		Positief
0	Neutraal		Neutraal
-	Dalend		Negatief

De scheepvaart drukt van oudsher een grote stempel op de inrichting van het rivierengebied. Binnen het huidige zomerbed is de oever- en bodemmorfologie grotendeels gefixeerd en is er weinig variatie in stroomsnelheden en waterdieptes. Bovendien kan de onnatuurlijke hydrodynamiek als gevolg van golven en de zuigende werking van passerende schepen lokaal aanzienlijk zijn. Dit vormt op die trajecten een belangrijke beperking voor de ecologische ontwikkeling van het zomerbed. Maar de scheepvaart stelt ook randvoorwaarden die gevolgen hebben voor de ecologische ontwikkeling buiten het zomerbed. In de Beleidsregels Grote Rivieren (en het daaruit uitgewerkte Rivierkundig Beoordelingskader) is een groot aantal eisen opgenomen om de situatie voor de beroepsvaart niet te verslechteren. Daarom worden nieuwe nevengeulen bijvoorbeeld vaak met inlaatwerken of drempels aangelegd en houden vrij eroderende oevers onder water gedeeltelijk hun steenbestorting. Dit beperkt de mogelijkheden voor ecologisch herstel langs de rivieren. Ook het onderhoud van de vaargeul is in de regel niet bevorderlijk voor de ecologische ontwikkeling (verstoring van de waterbodem, vertroebeling).

Het vervoer over de rivier gebeurt met minder, maar wel met steeds grotere schepen. Ten behoeve van de scheepvaart is de 'gegarandeerde ligging van de waterbodem' in de loop van de tijd steeds lager geworden (en de rivier dus dieper): in de Waal is in 2006 de marge ten opzichte van de 'Overeengekomen Lage Rivierstand' (OLR) nog vergroot van 'OLR – 2,50m' tot 'OLR – 2,80m'. Hierdoor is er meer water nodig voor de scheepvaart en is er minder water beschikbaar voor bijvoorbeeld nevengeulen in de uiterwaarden. Bovendien heeft dit geleid tot een toename van het baggervolume. De huidige wijze van sedimentbeheer (terugstorten binnen het zomerbed in plaats van verwijderen) is morfologisch en ecologisch gezien wel beter dan de verwijdering van zand uit het zomerbed.

De omvang van de visserij is niet goed bekend, hiervoor is de vangstinformatie vanuit de beroepsvisserij te onvolledig. Op basis van de beschikbare informatie wordt de huidige onttrekking geschat op 17-33 kg/ha/jaar (op basis van het oppervlakte hoofdgeul en nevengeulen), resp. 11-19 kg/ha/jaar (op basis van het oppervlakte van alle wateren in het zomer- en winterbed), zie paragraaf 6.2. Dit is een significante hoeveelheid ten opzichte van de huidige bestandschatting, die ca. 50 kg/ha bedraagt (zie paragraaf 4.3).

Na een aanvankelijke toename van de vegetatie op de oever en in de uiterwaarden hebben de recente ingrepen in het kader van Stroomlijn weer gezorgd voor een afname. Uit veiligheidsoogpunt is de vegetatie op de oever en in de uiterwaarden op veel plekken verwijderd of teruggezet. Vooral macrofauna en vissen hebben veel baat bij de beschikbaarheid van (houtige) vegetatie in en rond de oeverzone, zie paragraaf 5.1 (kopje rivierhout). Vissen gebruiken ondergelopen ruige graslanden in het voorjaar bovendien voor de paai.

De druk vanuit de landbouw neemt langzaam af doordat het landbouwareaal in de uiterwaarden gestaag afneemt, in combinatie met een afname van de belasting met voedingsstoffen (zie paragraaf 6.1).

7.1.4 BIOLOGIE

In tabel 7.4 zijn de toestand en ontwikkelingen van de biologie samengevat (hoofdstuk 4).

Ecologische toestand

Het algemene beeld van de ecologische toestand verschilt per kwaliteitselement en per riviertraject. Alleen voor macrofyten en fyto-benthos wordt de KRW-score 'goed' gehaald voor de IJssel en de Waal. De rest van de kwaliteitselementen scoort matig of ontoereikend. De EKR-score geeft overigens niet altijd een goed beeld van hoe het kwaliteitselement er werkelijk voor staat, omdat hier een 'haalbaarheidsfilter' overheen is gelegd. In het grootste deel van de Waal komen bijvoorbeeld helemaal geen waterplanten voor.

Zowel bij de waterplanten als de macrofauna zijn op onderdelen wel positieve ontwikkelingen zichtbaar. Zo lijkt de gemiddelde bedekking met waterplanten toe te nemen. Dit geldt ook voor de soortendiversiteit van macrofauna in de kribvakken. Voor vis lijken er minder lichtpuntjes. Exoten drukken een zware stempel op de visgemeenschap. Mogelijk spelen hier ook methodische problemen een rol (zie verderop).

Tabel 7.4: Toestand en ontwikkelingen biologische kwaliteit i.r.t. KRW

	Neder- rijn-Lek	IJssel	Boven- rijn-Waal	Toelichting trend
Macrofyten en fyto benthos				
- EKR toestand	Matig	Goed	Goed	
- EKR trend	0	0	0	
- Totale bedekking waterplanten	+	+	0	
- Fytobenthos	0	0	0	Toestand is goed
Macrofauna				
- EKR toestand	Ontoe- reikend	Ontoe- reikend	Ontoe- reikend	EPT-soorten ontbreken vrijwel
- EKR trend	0/-	0/-	0	
- Kenmerkende riviersoorten	-	-	-	Soorten komen vrijwel niet (meer) voor
- Soortendiversiteit kribvak	+	+	+	
- Soortendiversiteit stenen oever	+	0	0	
- Soortendiversiteit stenen IJssel (reeks)		-		Na toename in de periode 1975-1990
- Dichtheid kribvak	+	+	0	
- Dichtheid stenen oever	-	-	-	Met name laatste jaren
- Exoten	0/-	0/-	0/-	Aandeel op stenen en diepe bodem is blijvend hoog; aandeel in kribvak neemt af (positief)
Vissen				
- EKR toestand	Matig	Matig	Ontoe- reikend	
- EKR trend	0	0	0	
- Visbestand (aantal en biomassa)	-	-	-	
- Aantal inheemse reofiele soorten	-	-	-	Toename reofiele exoten
- Abundantie inheemse reofiele soorten	0	0	0	(Blijvend) lage abundanties
- Aandeel reofiele soorten	+	+	+	
- Exoten	+	+	+	Sterke toename exotische grondels
- Rivierdonderpad (Natura2000)	-	-	-	Verdrongen door exotische grondels
- Trekvis (Natura2000)	0	0	0	

Verklaring tekens en kleuren tabellen

Teken	Trend (1990-2015)	Kleur	Effect ecologie	KRW kwaliteitsklasse
+	Stijgend		Positief	Goed
0	Neutraal		Neutraal	Matig
-	Dalend		Negatief	Ontoereikend

Macrofyten en fyto benthos

De ecologische kwaliteit ten aanzien van macrofyten (water- en oeverplanten) is niet hoog. Dat de EKR-scores voor twee van de drie rijntakken toch met 'goed' worden beoordeeld, heeft te maken met het beperkte ambitieniveau van de KRW doelstelling (GEP). In de doelstelling is verwerkt dat in de bovenloop van de IJssel en de Waal geen groei van waterplanten mogelijk is door de grote peilfluctuaties. Plekken waar de omstandigheden in het voorjaar geschikt zijn voor de kieming en ontwikkeling van waterplanten, liggen in de zomer droog. Plekken die in de zomer een geschikte diepte hebben voor de groei van waterplanten, zijn in het voorjaar te diep voor kieming (van Geest *et al.*, 2011).

De positieve ontwikkeling van de bedekking met waterplanten is waarschijnlijk het gevolg van het toenemende doorzicht in combinatie met de beschikbaarheid van meer natuurlijke (= flauwere) oevers. Ook in nevengeulen ontstaan meer mogelijkheden voor waterplanten, als ze worden aangelegd conform de aanwijzingen van Van Geest *et al.* (2011). Deze positieve ontwikkeling zorgt nog niet voor een stijgende trend in de EKR voor de macrofyten en het fyto benthos. Dit komt door de relatief kleine

bijdrage van de waterplanten aan de totaalscore en de schommelingen in de score voor het fytobenthos, zie paragraaf 4.1.

De IJssel laat de hoogste bedekkingen zien, omdat deze een groot benedenstrooms traject heeft met relatief stabiele waterstanden (zie hoofdstuk 2). Ook is het voor waterplanten gunstig dat de stroomsnelheid hier lager is als gevolg van grotere dimensies. De monding van de Waal ligt grotendeels buiten het waterlichaam, zodat het traject dat gunstig is voor waterplantengroei relatief kort is.

De waterplantenbedekkingen in de Nederrijn-Lek vallen over het geheel genomen tegen. Gezien het gestuwde karakter van dit waterlichaam zijn de omstandigheden voor waterplanten hier relatief gunstig. Bovendien is het doorzicht hier de laatste jaren het sterkst verbeterd. Waar het probleem precies zit, is niet duidelijk. Misschien speelt de aard van de bodem of de vraat door watervogels hier een rol. Het meest waarschijnlijk lijkt een relatie met het stuwbeheer en de frequentie van droogval van de oevers (Liefveld en Bak, 2012).

Sinds 2008 is ook een aantal meetpunten in het MWTL-meetnet in nevengeulen gesitueerd. De ontwikkeling van waterplanten in deze nevengeulen is vooralsnog beperkt: over het algemeen wijken de aangetakte nevengeulen qua bedekking en soortensamenstelling niet echt af van de hoofdgeulen, ondanks de geringere waterdiepte en de afwezigheid van scheepvaart. Dit versterkt het beeld dat de waterpeilfluctuaties bepalend zijn voor de ontwikkelingsmogelijkheden van waterplanten. Deze zijn immers in een aangetakte geul vergelijkbaar met die van de hoofdstroom.

De EKR-score voor fytobenthos schommelt in de Rijntakken sinds deze bepaald wordt rond de 0,6-0,7 en indiceert een goede waterkwaliteit (m.n. voedselrijkdom). Dit komt overeen met de resultaten van de fysisch-chemische waterkwaliteit. De score voor fytobenthos verandert niet veel in de tijd, ondanks de zeer grote variatie in soortensamenstelling in de monsters. De soorten zijn allen indicatief voor vergelijkbare goede omstandigheden.

Macrofauna

De macrofaunagemeenschap in de Rijntakken staat er niet goed voor: de EKR-score is aan het eind van de eerste planperiode (2015) overal 'ontoereikend'. Er ontbreken hele soortgroepen zoals kokerjuffers, haften en steenvliegen (EPT) en de kenmerkende riviersoorten worden maar weinig aangetroffen. De macrofaunagemeenschap wordt bovendien gedomineerd door exoten.

De oorzaak moet waarschijnlijk niet gezocht worden in de waterkwaliteit; deze is in de afgelopen decennia sterk verbeterd. Tevens zijn kenmerkende riviersoorten zoals schoraa (*Ephoron virgo*) en rivierrombout (*Gomphus flavipes*) in de jaren '90 weer teruggekeerd in de Nederlandse rivieren, zie paragraaf 4.2. Toch zijn (toxische) effecten niet uit te sluiten, bijvoorbeeld als gevolg van neonicotinoiden (gewasbeschermingsmiddel). Verschillende onderzoeken wijzen op mogelijke effecten op macrofauna en dan met name op EPT-soorten (Wood en Goulson, 2017).

De beperkende factor lijkt eerder het gebrek aan natuurlijk substraat en de beperkte variatie in habitats onder én boven water (rivierhout, oeverbegroeiing direct langs het water) (Klink *et al.*, 2014). Voor de macrofauna lijkt de huidige situatie in de rivier veel op een woestijn onder water: een kale, vaak onstabiele (zand)bodem zonder al te veel variatie. Maar ook boven water is de variatie onvoldoende. Veel kenmerkende macrofaunasoorten (en met name de EPT-soorten, maar bijvoorbeeld ook libellen) brengen een deel van hun levenscyclus buiten het water door. Langs de rivier ontbreekt echter vaak de oeverbegroeiing als leefgebied en als dekking voor predatoren. Eenmaal uitgevlogen vallen de volwassen dieren nu al snel ten prooi aan de wind of langs scherende zwaluwen.

Niet alleen gevoelige soorten hebben het moeilijk, ook algemenere soortgroepen als slakken en bloedzuigers gaan achteruit of zijn zelfs helemaal verdwenen (op stenen in de IJssel). Hier spelen biologische interacties vermoedelijk een rol. De Kaspische slijkgarnaal (*Chelicorophium curvispinum*) maakt de stenen ongeschikt voor andere soorten door het vastleggen van slib voor de productie van (slib)kokertjes op de stenen. De Kaspische vlokreeft (*Dikerogammarus villosus*) concurreert de andere soorten op de stenen weg door agressief gedrag en/of predatie (van Riel, 2007). Ook de ontwikkeling van de exotische grondels is waarschijnlijk van invloed: in de rivier en tussen de stenen komen inmiddels hoge dichtheden exotische grondels voor die macrofauna eten.



Zandig kribvak bij Valburg (Waal) (foto: Bureau Waardenburg).

Een opvallende ontwikkeling is de toename van de soortendiversiteit en macrofaunadichtheden in de kribvakken. Deze ontwikkeling wordt voornamelijk bepaald door muggenlarven en wormen. Dit zijn soortgroepen met een grote diversiteit aan soorten. Het betreft vooral inheemse soorten: de toename gaat gepaard met een (flinke) afname van het percentage exoten. Er is geen hele duidelijke verklaring voor deze ontwikkeling. Mogelijk speelt de afname van het visbestand een rol (afname predatiedruk), in combinatie met een ander ruimtegebruik en andere voedselvoorkeur van de nieuw gearriveerde grondelsoorten (verschuiving naar de stenen) (van Kessel *et al.*, 2013). Mogelijk zijn er ook relaties met de toegenomen helderheid (van invloed op de verspreiding van vis en daarmee op de predatiedruk) en het ontbreken van hoogwaters (netto erosie in de kribvakken, zie hoofdstuk 2).

Vissen

De visstand in de rivier kent van nature sterke fluctuaties. Ondanks de jaarlijkse fluctuaties lijkt het erop dat de visstand in de Rijntakken steeds verder afneemt, zowel in biomassa als in aantallen.

Er zijn verschillende factoren die hierin een rol kunnen spelen. Een eerste mogelijke verklaring is de afname van de voedselrijkdom van de rivier: de voedingsstoffen en algenconcentraties (chlorofyl) laten een dalende trend zien, zie hoofdstuk 2 en tabel 7.2. Dit leidt tot een lagere productiviteit van de visgemeenschap.

Daarnaast is het aannemelijk dat het uitblijven van hoogwater de afgelopen tien jaar een effect heeft gehad op de aanwezige visstand. De niet aangetakte wateren vormen een belangrijke schakel in de rekrutering van juveniele eurytope vis (Grift, 2001). Recente visstandbemonsteringen in zijwateren tonen aan dat hier grote hoeveelheden juveniele brasem, blankvoorn, baars, maar ook winde kunnen voorkomen. Door het uitblijven van hoogwater is de influx van vis vanuit deze zijwateren beperkt of afwezig. Dit geldt ook voor limnofiele soorten, die in de rivier zelf overigens weinig geschikt habitat vinden. Om tot een grotere influx van juveniele vis te komen vanuit de zijwateren, moeten deze vaker en langer in verbinding staan met de hoofdstroom en moet deze hoofdstroom zelf ook meer geschikt leefgebied voor deze soorten bevatten.

Een andere mogelijke oorzaak is de onttrekking door de visserij. Zoals al gesteld in paragraaf 7.1.3, zijn de geschatte onttrekkingen (resp. 17-33 en 11-19 kg/ha/jaar) significant ten opzichte van de huidige bestandschatting (ca. 50 kg/ha). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de beschikbare gegevens van de onttrekkingen door de visserij onvolledig zijn omdat niet alle vissers informatie over hun vangsten hebben aangeleverd.

Ten slotte kan het tijdstip van onderzoek een rol spelen: de bemonstering wordt steeds eerder in het jaar uitgevoerd (waardoor vissen mogelijk nog in winterrust zijn) en door het toenemende doorzicht kan het vangstrendement overdag afnemen.

Tussen de riviertakken zijn er weinig verschillen. Dit is opmerkelijk: de vrij afstromende Waal met

meer nevengeulen zou toch meer typische riviersoorten moeten herbergen dan de gestuwde Nederrijn-Lek. Toch lopen de relatieve abundanties van reofiele (stromingsminnende) soorten in de riviertakken niet veel uiteen. Ze liggen gemiddeld rond de 5%, wat vrij laag is. Limnofiele (plantminnende) soorten, ook een relevant gilde voor de KRW-maatlat, zijn nog dunner gezaaid en vertonen bovendien sterke fluctuaties in de relatieve abundantie. Dit laatste hangt samen met de lage visstand. De IJssel staat er het beste voor, zowel qua soortenrijkdom als abundantie. Toch is ook hier de KRW-beoordeling nog 'matig'.

De lage EKR-scores voor vis hangen nauw samen met de slechte vertegenwoordiging van inheemse reofiele en limnofiele soorten in de levensgemeenschap. Deze soortgroepen lijken zich moeilijk te herstellen. Kennelijk biedt de rivier nog onvoldoende leefgebied voor alle levensfasen. Voor de reofiele soorten is dit ondiep stromend zomerbed met voldoende stroming, variatie in habitats en de aanwezigheid van schuilmogelijkheden. Hierbij speelt de beschikbaarheid van rivierhout in het water en langs de oevers een belangrijke rol (Dorenbosch *et al.*, 2015). Voor limnofiele vissoorten blijft de ontwikkeling van waterplanten nog achter en is de verbinding met de uiterwaardwateren (voortplantingsgebied) te zwak.

Daarnaast speelt de opkomst van Ponto-Kaspische grondels een rol. De zes soorten komen sinds 2005-2006 voor in de Rijntakken en komen voornamelijk voor op steen (enkele ook op zand). In dit habitat hebben ze de inheemse, competitief minder sterke, rivierdonderpad nagenoeg geheel verdreven (van Kessel *et al.* 2016). De instandhoudingsdoelstelling voor deze soort vanuit de Habitatrichtlijn (Beheerplan Natura 2000) staat dan ook sterk onder druk. Ook andere inheemse reofiele soorten worden de laatste jaren aanzienlijk minder vaak gevangen. Effecten kunnen betrekking hebben op concurrentie voor voedsel en leefgebied, maar ook door predatie van eitjes, larven, broed en juveniele vis. Om hier meer inzicht in te hebben, is meer kennis over de paai- en opgroeigebieden van typische riviervissen noodzakelijk. Daarnaast kan kennis van de visstand en de ecologische relaties in het Donausysteem, waar de Ponto-Kaspische grondelsoorten hun oorsprong vinden, wellicht tot nieuwe inzichten leiden.

Opvallend is dat het totale aandeel van de reofielen in de levensgemeenschap toeneemt, zie figuur 4.21. Dit kan samenhangen met de opkomst van de Ponto-Kaspische soorten, maar ook het gevolg zijn van de visserij die met name gericht is op de eurytope soorten. De toename van het aandeel reofielen is echter weer niet zichtbaar in de score op de deelmaatlat 'abundantie reofielen' en de KRW-score. Dit komt omdat de Ponto-Kaspische grondels niet meetellen in de maatlat voor grote rivieren. In de maatlat voor kleine riviertypen tellen deze soorten wel mee.

Ten slotte zijn er geen duidelijke trends waargenomen met betrekking tot de trekvis (rivierprik en zee-prik, fint en elft, zalm en zeeforel). Dit heeft te maken met de monitoringmethode en lage vangsten in het algemeen.

7.2.1 KLIMAATVERANDERING

De effecten van klimaatverandering zijn in de monitoringsdata naar verwachting het duidelijkst zichtbaar in de temperatuur en in de afvoerstatistieken. Bij de temperatuur zijn duidelijke ontwikkelingen zichtbaar: de gemiddelde watertemperatuur is in honderd jaar tijd met ca. 3 °C gestegen en ook het aantal dagen dat de temperatuur van het Rijnwater boven de 23 °C komt, is toegenomen (zie paragraaf 3.1). Of de stijging van de temperatuur zich ook in de onderzoeksperiode (1990-2015) heeft voorgedaan, is echter onzeker, zie paragraaf 7.1.2.

In de afvoerstatistieken zijn geen significante veranderingen zichtbaar. De gemiddelde zomer- en winterafvoeren zijn vrij stabiel. Ook hoog- en laagwatersituaties komen de laatste jaren niet vaker voor dan vroeger. Dit beeld komt niet helemaal overeen met de verwachting: door klimaatverandering wordt een afname van de neerslag (en de afvoeren) in de zomermaanden verwacht en een toename van de neerslag (en afvoeren) in de wintermaanden. Tevens zou de kans op extreme afvoeren juist toenemen als gevolg van de klimaatverandering. Bij de extreem lage afvoeren lijkt zelfs eerder het tegendeel het geval: het aantal dagen met een extreem lage afvoer neemt af (zie figuur 2.15). Dit komt omdat de droge perioden (de perioden dat er helemaal geen neerslag valt in het stroomgebied) tegenwoordig minder lang duren.

Deze effecten van klimaatverandering lijken vooralsnog niet van grote invloed op de ontwikkeling van de ecologische toestand in de grote rivieren sinds 1990. Dat wil niet zeggen dat er geen effecten zijn (de temperatuur is een belangrijke factor in de snelheid van biologische processen), maar deze effecten zijn nog te klein (of onbekend) om de gesignaleerde ontwikkelingen hier aan toe te schrijven. Andere factoren en ontwikkelingen, zoals de fysische uitgangspositie (waterstandsfluctuaties, samenstelling van het bodemmateriaal), de bodemerosie en bijbehorende daling van de gemiddelde en laagste waterstanden, de toegenomen helderheid van het water en de opkomst van exoten zijn veel directer van invloed op de ecologische toestand van de grote rivieren.

7.2.2 VOEDSELWEB

Op basis van de huidige gegevens is het lastig om uitspraken te doen over de voedselwebrelaties in de Rijntakken. Hiervoor ontbreekt nog te veel informatie, bijvoorbeeld over de ontwikkeling van het fytoplankton (als basis voor het voedselweb), het zoöplankton (als schakel tussen het fytoplankton en (juvenile) vissen) en de (planten- en visetende) watervogels. Bij de macrofauna ontbreekt bovendien informatie over de biomassa: deze wordt binnen het MWTL-meetnet niet direct bepaald; indirecte afleidingen via de aantallen leiden door het relatief kleine bemonsteringsoppervlak bovendien tot onbetrouwbare resultaten. Daarnaast blijven de ontwikkelingen van enkele potentieel belangrijke soorten buiten beeld in de bemonsteringen, zoals die van de Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis*) en de gevlekte rivierkreeft (ook wel Amerikaanse rivierkreeft, *Orconectes limosus*). Ten slotte is er in het onderzoek de laatste tijd weinig aandacht geweest voor biologische factoren en voedselrelaties in de grote rivieren.

Desondanks zijn er enkele belangrijke ontwikkelingen in het voedselweb te constateren. De belangrijkste ontwikkeling in het voedselweb van de Rijntakken is de afname van de voedselrijkdom (voedingsstoffen en chlorofyl-a) en de toename van de helderheid van het water. Mogelijk speelt hierbij ook de ontwikkeling van de bodemfauna een rol (intrede van slijkgarnalen en tweekleppigen zoals de Aziatische korfmossel en de Quaggamossel), zie paragraaf 7.1.4. Hiermee samenhangend is de bedekking door waterplanten (in de benedenstroomse delen) toegenomen en de visstand afgenomen. Ook de toename van exotische grondels heeft mogelijk een verschuiving in het voedselweb veroorzaakt als gevolg van ander ruimtegebruik, andere voedselvoorkeur en veel hogere dichtheden. In ieder geval is de abundantie van macrofauna op de stenen in de oeverzone de laatste jaren flink afgenomen, een habitat waar enkele dominante grondelsoorten juist veel voorkomen. De actuele dichtheden macrofauna (5.000-10.000 individuen per m² in kribvak, op stenen en in de diepe bodem) zijn echter zodanig, dat er in de huidige situatie voldoende voedsel beschikbaar is voor benthos-eters. Hoe de visserij van invloed is geweest op de ontwikkeling van de visstand is onduidelijk door het gebrek aan gegevens. Wel zijn de geschatte onttrekkingen significant ten opzichte van het huidige geschatte visbestand, zie paragraaf 7.1.3.

7.2.3 EXOTEN

Exoten vormen een belangrijke factor in het huidige ecosysteem van de rivier. Tien jaar geleden was dit al het geval voor wat betreft de macrofaunagemeenschap (Reeze *et al.* 2005), maar was de visgemeenschap nog vooral inheems. Inmiddels komen in de rivier hoge dichtheden exotische grondels voor. Deze soorten zijn vaak concurrentiekrachtiger dan de inheemse soorten, bijvoorbeeld doordat ze sneller reproduceren of agressiever in hun territoriumgedrag zijn. Dit heeft er toe geleid dat bijvoorbeeld de inheemse rivierdonderpad is gemarginaliseerd. Daarnaast zijn ze waarschijnlijk van invloed op de macrofaunagemeenschap via predatie (zie paragraaf 7.1.4). De dominantie van exoten heeft ook een negatief effect op de EKR-scores doordat ze niet als kenmerkend zijn geïndiceerd. De aantalsverhoudingen worden verstoord door de hoge dichtheden en de inheemse soorten worden verdrongen of gemarginaliseerd waardoor de trefkans afneemt.

Het komt niet alleen door de onnatuurlijke verbinding met andere stroomgebieden dat de aantallen exoten zo zijn toegenomen in de Nederlandse wateren. De gevoeligere kenmerkende riviersoorten hebben namelijk al met suboptimale habitatomstandigheden te maken, waardoor ze gemakkelijk het onderspit delven in de concurrentiestrijd. Bovendien is de ecologische netwerkfunctie van deze soorten ernstig verstoord: voor veel soorten er is gewoon onvoldoende geschikt habitat voorhanden. Hoewel er via drift nog steeds aanvoer van kenmerkende riviersoorten is, zijn de dichtheden zo laag dat ze onvoldoende compenseren voor de druk die de levensgemeenschap nu nog ondervindt. Deze situatie kan wel verbeterd worden met gerichte (aanvullende) inrichtingsmaatregelen die juist de inheemse soorten bevorderen, zoals het verwijderen van stortstenen oeverbestortingen (van Kessel *et al.*, 2013; Dorenbosch *et al.*, *in prep.*).

Hoe zich dit op de lange termijn zal ontwikkelen is onzeker. Vaak is het zo dat exoten na een aanvankelijke uitbreiding weer terugvallen en in lagere aantallen in het systeem aanwezig blijven. Soms worden ze zelfs geaccepteerd als volwaardig lid van de inheemse levensgemeenschap, zoals het geval is bij Driehoeksmossel.

Overigens wordt de levensgemeenschap van waterplanten (nog) niet gedomineerd door exoten. Er zijn ook slechts enkele soorten exotische oeverplanten aangetroffen en in lage dichtheden. Verder van de oever af in de uiterwaarden komen op veel plekken wel exotische planten in hogere bedekkingen voor (bijvoorbeeld Late guldenroede en Reuzenbalsemien).

7.2.4 EFFECTIVITEIT VAN MAATREGELEN

In de resultaten valt op dat de huidige ecologische toestand nog onvoldoende is, met name voor macrofauna en vissen, en dat er geen positieve trend is waargenomen in de ecologische toestand, zie tabel 7.4. Tegelijk is er wel een groot aantal maatregelen genomen om de ecologische kwaliteit te verbeteren (zie hoofdstuk 5 en tabel 7.3). Zijn deze maatregelen inmiddels in significante hoeveelheden uitgevoerd en zijn ze wel effectief? Wat is hier aan de hand?

De meest voor de hand liggende verklaring is dat de ecologie enige tijd nodig heeft om zich te ontwikkelen. De KRW maatregelen zijn pas in de laatste 2 tot 5 jaar in aanzienlijke omvang uitgevoerd. In aanwezigheid van voldoende bronpopulaties en in afwezigheid van andere remmende factoren, zouden populaties van vis, macrofauna en waterplanten zich binnen 4-6 jaar moeten kunnen herstellen (Noordhuis, 2016). Omdat aan deze randvoorwaarden in de praktijk niet altijd voldaan wordt, ligt de ontwikkeltijd in de praktijk waarschijnlijk hoger (>12 jaar) (Noordhuis, 2016). Het duurt dus waarschijnlijk nog even voordat de effecten zich duidelijk manifesteren.

Helaas worden maatregelen soms ook suboptimaal aangelegd of uitgevoerd vanwege beperkingen vanuit de andere functies. Hierdoor kunnen bijvoorbeeld nevengeulen niet altijd zo veel en zo vaak meestromen als eigenlijk gewenst is vanuit de ecologie. Toch zijn de resultaten van uitgevoerde evaluatiestudies hoopgevend.

Maar ook de opzet van het MWTL-meetnet speelt een rol. De effecten van de maatregelen zijn het eerste, en soms ook alleen, zichtbaar in de (directe) omgeving van de maatregel zelf. Veel soorten zijn immers plaatsgebonden en dus is er niet altijd sprake van een 'uitstralend effect' van de maatregelen. Als er niet in de directe omgeving van de maatregel wordt gemeten, is de kans dus groot dat de ecologische ontwikkelingen buiten beeld blijven, zie ook Wortelboer *et al.* (2015). In de meetnetten voor waterplanten en vissen is dit al enigszins ondervangen, maar is het aantal waarnemingen buiten de hoofdgeul nog beperkt. Voor macrofauna worden er helemaal geen waarnemingen gedaan buiten de hoofdgeul.

7.2.5 BEHEER

Ten slotte valt op dat enkele belangrijke ontwikkelingen in het beheer van de Rijntakken niet positief hebben uitgedaakt voor de ecologie. Zo heeft de bodemerrosie in combinatie met het vasthouden aan het bestaande stuwregime geleid tot een significante toename van het aantal stuwdagen in de Nederrijn-Lek, zie paragraaf 2.1.4. Dit verkleint de kansen voor de typische stromingsminnende flora en fauna. Een ander voorbeeld betreft het vergroten van de 'gegarandeerde vaardiepte', zie paragraaf 6.4. Hierdoor is er meer water nodig voor de scheepvaart en is er minder water beschikbaar voor bijvoorbeeld nevengeulen in de uiterwaarden. Een laatste voorbeeld betreft het verwijderen van veel (houtige) begroeiing in de uiterwaarden (paragraaf 6.5), daar waar er voor de ecologische ontwikkeling (onder én boven water) juist begroeiing direct in en langs de oeverzone van geulen gewenst is.



Uiterwaardenbeheer bij het Engelse werk (IJssel bij Zwolle) (foto: <https://beeldbank.rws.nl>, Rijkswaterstaat, Ruimte voor de Rivier / Con Mönnich)

8. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

8.1 CONCLUSIES

Over het geheel genomen geven de monitoringsresultaten geen rooskleurig beeld van de biologische toestand onder water: de biologische kwaliteit is niet goed. Er lijkt weinig geschikt leefgebied voor kenmerkende riviersoorten (waterplanten, macrofauna en vis) en exoten domineren (macrofauna) en verdringen de inheemse fauna (macrofauna en vis). De meetreeks laat nauwelijks verbetering zien in de afgelopen 20 jaar.

Er zijn enkele onoplosbare bottlenecks voor de ecologische ontwikkeling. De belangrijkste zijn de grote schommelingen van het waterpeil voor waterplanten in de hoofdgeul van de Waal en de IJssel (bovenstrooms gedeelte) en het gebruik van de rivier door de scheepvaart, die voor (te) veel dynamiek in het zomerbed zorgt en beperkende randvoorwaarden oplegt aan de ecologische maatregelen erbuiten. De bodemerrosie van het zomerbed heeft ten slotte gezorgd voor een daling van de gemiddelde en laagste waterstanden, waardoor uiterwaarden verdrogen, geulen minder in verbinding staan met de rivier en de Nederrijn-Lek meer en meer gestuwd raakt.

Tegelijkertijd zijn er wel degelijk lichtpuntjes. De waterkwaliteit is aanzienlijk verbeterd en vormt geen belangrijke belemmering meer voor de ecologische ontwikkeling. Bovendien is het doorzicht toegenomen, wat heeft geleid tot een toename van de bedekking met waterplanten, met name in de benedenloop van de IJssel en in de Nederrijn-Lek. Ten slotte is er inmiddels een significante hoeveelheid maatregelen uitgevoerd, waarvan een groot deel in de laatste 2 tot 5 jaar. Sommige maatregelen laten lokaal al direct resultaat zien.

Er zijn ook nog de nodige vraagtekens. Eventuele klimaateffecten op de hydrologie, en daarvan afgeleid de morfologie, verlopen traag en het is onduidelijk of deze al enig effect hebben op de biotiek. De huidige monitoringsmethode en beoordelingssystematiek geeft bovendien geen compleet beeld van het gehele rivierecosysteem. De kwaliteitselementen worden beperkt bemonsterd in tijd en ruimte. Hierdoor geven de EKR-scores mogelijk geen accuraat beeld van de ontwikkelingen in het gehele rivierengebied. Ten slotte zijn er nog maar beperkt gegevens van de gehalten (nieuwe) medicijnen, bestrijdingsmiddelen en micro-plastics in het rivierwater en de ecologische effecten ervan. De relevantie van deze stoffen voor de ecologische ontwikkeling is daarom nog onduidelijk.

8.2 AANBEVELINGEN

Op basis van deze rapportage zijn aanbevelingen geformuleerd voor maatregelen om de ecologische toestand te verbeteren (paragraaf 8.2.1), het beheer van de rivier te verbeteren (paragraaf 8.2.4), de monitoring en beoordeling te verbeteren (paragraaf 8.2.3 en 8.2.4) en verder onderzoek te doen (paragraaf 8.2.5).

8.2.1 INRICHTING

Diverse auteurs zijn al uitgebreid ingegaan op mogelijke maatregelen ten behoeve van ecologisch herstel van de grote rivieren, zie onder andere Wolters *et al.* (2001), Reeze *et al.* (2005), Peters (2009) en Peters en Kurstjens (2012). Door Middelkoop *et al.* (2004) en binnen het project 'Smart Rivers' (zie Peters *et al.*, 2014 en www.smartivers.nl) is bovendien uitgewerkt welke inrichtingsmaatregelen goed passen bij de verschillende delen van de riviertakken ('het DNA van de rivier'). In deze paragraaf worden per kwaliteitselement specifieke maatregelen belicht die bij kunnen dragen aan de ontwikkeling van de ecologische kwaliteit:

Waterplanten

- Benedenstrooms van Zaltbommel en Olst meer tweezijdig aangetakte nevengeulen aanleggen. Dit zijn voor waterplanten de beste plekken in verband met de beperkte peildynamiek;
- Op deze trajecten kunnen de kansen voor waterplanten in het zomerbed worden vergroot door het ontstenen van oevers en het creëren van gevarieerde oevers met een geleidelijk talud en voldoende luwe plekken. Dit kan ook door bijvoorbeeld rivierhout in de kribvakken aan te brengen. In de luwte van het hout kunnen zich waterplanten vestigen;
- In de bovenstroomse riviertrajecten zijn aangetakte strangen met drempels een mogelijkheid om toch waterplanten tot ontwikkeling te brengen. De (benedenstrooms) gelegen drempels zorgen

dan voor permanent water in de strang. Hierbij is het zaak om de hoogte van de drempel optimaal af te stemmen op de eisen van de andere soortgroepen, zoals de verbinding met de hoofdstroom in de paaiperiode (vis).

- Mogelijk ontstaan er ook kansen achter de langsdammen vanwege de sterke vermindering van de golfslag; bij permanente watervoering en voldoende helderheid van het water is de kans op de ontwikkeling van waterplanten hier groot.
- Meer (semi-)geïsoleerde nevenwateren aanleggen. De peildynamiek in de hoofdstroom is in veel gevallen te groot. Het is dan wel zaak deze wateren op een of andere manier mee te laten tellen in de KRW-beoordeling;

Macrofauna

- Tweezijdig aangetakte nevengeulen aanleggen, verspreid langs de gehele riviertak. Voor de kenmerkende riviermacrofauna is de aanwezigheid van voldoende ondiep en permanent stromend water gedurende het hele jaar cruciaal. Hier kan zich een stabiele zandbodem ontwikkelen zonder de turbulentie als gevolg van de scheepvaart;
- Creëren van meer structuur onder én boven water. Onder water kan dat in de vorm van rivierhout en de ontwikkeling van waterplanten, boven water in de vorm van begroeiing direct in de oeverzone. Natuurlijk draagt veel variatie in breedte en diepte ook bij aan betere kansen voor de macrofauna, omdat er dan ook variatie in substraat en stroomsnelheid wordt gecreëerd. Dit geldt voor alle drie de kwaliteitselementen;
- Het creëren van begroeiing direct in de oeverzone langs de geul blijft vaak nog buiten beeld in de huidige plannen. Rivierbos wordt zelden direct langs de nevengeulen toegestaan vanwege de opstuwende werking. Voorbeelden tonen echter aan dat deze opstuwende werking beperkt kan blijven wanneer de begroeiing in de afstroomrichting van het water wordt georiënteerd, zie bijvoorbeeld Wolfert *et al.* (2009).

Vissen

- Ook voor vissen is het realiseren van (veel) meer ondiep stromend water in de vorm van permanent meestromende nevengeulen cruciaal;
- Hierbij specifiek aandacht besteden aan het bodemsubstraat (grind) om ook paaiplekken te creëren. Desnoods kan grind lokaal worden aangebracht. Dit moet wel gebeuren op plekken met voldoende stroming, anders slibt het grind vrij snel dicht. Kijk hiervoor heel precies binnen het ontwerp waar de meest kansrijke plekken liggen (bijvoorbeeld instroompunten van nevengeulen);
- Bovenstaande maatregelen combineren met het creëren van meer structuur onder water. Hiervoor rivierhout aanbrengen op stromende plekken om stromingsvariatie te realiseren;
- Meer morfologische variatie in de oeverzones creëren, bijvoorbeeld door ruimte voor erosie te maken of stoorobjecten aan te brengen (vrij eroderende oevers, stobben of wortels van oeverbegroeiing in de oever). Deze elementen zo nodig slim combineren met de bovengenoemde realisatie van ondiep stromend water en rivierhout;
- Optimaliseren van de vistrappen in de Nederrijn-Lek als leefgebied voor reofiele macrofauna en als paailocatie voor reofiele vis. Nu zijn deze locaties alleen gericht op de passagefunctie voor vis. Met naar verwachting kleine aanpassingen kunnen de vistrappen meer gaan fungeren als leefgebied voor reofiele macrofauna en vis. Mogelijk zijn ook de gebieden direct benedenstrooms van de stuwen hiervoor geschikt (te maken).

In het algemeen dient bij het ontwerp van nieuwe KRW-maatregelen worden geanticipeerd op mogelijke waterstands dalingen als gevolg van bodemerosie. In ieder geval moeten de meest recente Q-h relaties worden gebruikt voor het vaststellen van de juiste bodemhoogtes zodat de aangelegde objecten meerdere decennia kunnen functioneren.

8.2.2 BEHEER

In navolging van de constatering in paragraaf 7.2.5. dat enkele belangrijke ontwikkelingen in het beheer van de Rijntakken niet positief hebben uitgepakt voor de ecologie wordt aanbevolen om:

- Te onderzoeken welke beheerbesluiten van invloed kunnen zijn/worden op de ecologische ontwikkeling van de Rijntakken (vergelijkbaar met toetsing 'huidige activiteiten' voor Natura 2000). Het gaat hierbij met name om besluiten met betrekking tot het vaarwegbeheer, het oeverbeheer en het stuwbeheer;
- Goed te bewaken dat aanpassingen in het beheer of het niet goed anticiperen op autonome ont-

wikkelingen niet leiden tot een verslechtering van het ecologisch functioneren.

- Bij besluiten over het beheer de mogelijke effecten op de ecologische waterkwaliteit goed te betrekken;
- Te onderzoeken of een aanpassing van het stuwregime ten behoeve van het ecologisch functioneren mogelijk en wenselijk is;
- Te analyseren of de bestaande en toekomstige KRW-assets (geulen, vispassages, etc.) blijven functioneren zoals bedoeld, gezien de voortschrijdende bodemerosie en waterstands dalingen bij gemiddelde en lage afvoeren.

8.2.3 MONITORING

Parameters

De volgende parameters zijn belangrijk met het oog op de (ecologische) ontwikkeling van de rivieren, maar worden niet of nog onvoldoende gemonitord:

- Er is blijvende aandacht nodig voor de mogelijke invloed van allerlei nieuwe stoffen, zoals medicijnresten, bestrijdingsmiddelen en micro-plastics in het rivierwater. Dit vergt een adaptief pakket aan parameters in combinatie met toenemende kennis van effecten voor de normstelling (zie onderzoeksvragen);
- Onttrekkingen door de visserij. De huidige gegevens van de onttrekkingen in de visplannen zijn incompleet en bovendien verouderd. Het verkrijgen van de vangstgegevens is ingewikkeld, maar gezien de vermoede omvang ten opzichte van het visbestand mogelijk belangrijk om veranderingen in de visstand goed te kunnen duiden.

Locaties

- De MWTL-monsterlocaties zijn niet (meer) representatief voor de ontwikkeling in de rivieren. Hierbij moet specifiek worden gekeken naar de nevengeulen, strangen en geïsoleerde wateren. Deze 'uiterwaardwateren' nemen snel in aantal en omvang toe (zie paragraaf 5.1), maar maken nog maar heel beperkt deel uit van het MTWL-meetnet. Door de uiterwaardwateren bij de MWTL te betrekken, ontstaat een completer beeld van de ontwikkelingen in het rivierecosysteem, zie ook Wortelboer *et al.* (2015);
- Ook kan een structurele projectmonitoring rond de KRW-maatregelen worden opgezet. Enerzijds als verantwoording en beantwoording van de vraag 'Hebben de uitgevoerde inrichtingsmaatregelen hun gewenste effect gehad?' en anderzijds om er van te leren zodat (toekomstige) KRW maatregelen qua ontwerp verbeterd kunnen worden. Afhankelijk van de resultaten kan dan op termijn overwogen of delen worden overgenomen in het routinematige meetnet (Liefveld en Kleiheeg, 2011).
- Daarnaast moet gecontroleerd worden of de locaties representatief zijn voor de verschillende omstandigheden langs de lengtegradiënt van de rivier, zie onder meer paragraaf 2.1 (waterstandschommelingen) en 2.3.5 (korrelgrootteverdeling) en de biologische respons daarop in 4.1.1 (waterplanten) en 4.2.4 (macrofauna).

Meetfrequenties

- Met het oog op de geconstateerde jaar-tot-jaar fluctuaties bij alle biologische parameters en de hydrologische parameters die hierop van invloed zijn, wordt een jaarlijkse monitoring als minimaal beschouwd. Deze jaarlijkse monitoring moet worden gehandhaafd of worden ingesteld om naast de KRW-toestandsbeoordeling ook een goede beoordeling van de trends kunnen maken. Zie ook Wortelboer *et al.* (2015);
- Voor vissen moet aanvulling met nachtbevissingen worden overwogen. Dit geeft een veel completer beeld van de visgemeenschap omdat sommige soorten of levensfasen vooral 's nachts actief zijn en er een hoger vangstrendement verwacht wordt omdat de helderheid van het water de vangsten niet beïnvloedt.

8.2.4 ECOLOGISCHE BEOORDELING

Daarnaast wordt aanbevolen om enkele KRW-maatlatten nog eens tegen het licht te houden. Naar aanleiding van de rapportage zijn de volgende vragen gerezen:

Maatlatten

- Maatlat macrofyten (water- en oeverplanten): de huidige rol van de oeverplanten bij de beoordeling van de soortensamenstelling is beperkt, zie paragraaf 4.1.2., maar is dit terecht? Van de

aangetroffen soorten zijn er nu 4 die een rol spelen in de KRW-deelmaatlat voor het watertype R7 (grote rivieren) terwijl ruim de helft van de soorten wel een rol speelt in de maatlat voor kleinere rivieren (R6). En is het grote aandeel van fytobenthos in de huidige EKR-score wel terecht?

- Maatlat macrofauna: (hoe) moet worden omgegaan met exoten bij de ecologische beoordeling van de macrofauna in de grote rivieren? Op dit moment doet een zeer groot aandeel van de levensgemeenschap niet mee in de beoordeling. Dit zijn met name exoten. Over het algemeen wordt de aanwezigheid van exoten als negatief beschouwd, hoewel enkele soorten momenteel ook positief meetellen in de maatlat. Maar exoten zijn niet meer weg te denken (en te krijgen) uit de levensgemeenschap. Wat zeggen exoten over de kwaliteit van het rivierecosysteem en hoe kan hun indicatiewaarde worden benut?
- Maatlat macrofauna: hoe moet worden omgegaan met de wijze van bemonstering en het voorkomen van kenmerkende riviersoorten? Kenmerkende soorten en in het bijzonder EPT-soorten zijn van grote invloed op de EKR-scores, maar ze komen momenteel in lage dichtheden voor; in combinatie met het lage bemonsteringsoppervlak is de trefkans voor deze soorten laag. Dit effect wordt nog versterkt doordat veel EPT-soorten bij een najaarsbemonstering (zoals bij de MWTL) moeilijker aangetoond kunnen worden;
- Maatlat vissen: hoe moet worden omgegaan met de uitheemse (Ponto-Kaspische) grondelsoorten bij de ecologische beoordeling van vissen in de grote rivieren? In de maatlat voor de grote rivieren tellen deze soorten niet mee; in de maatlat voor de kleine riviertypen wel.

8.2.5 ONDERZOEK

Het landelijke MWTL-meetnet geeft een globaal beeld van trends en ontwikkelingen, maar om bepaalde effecten of causale verbanden te kunnen vaststellen is vaak gericht en verdiepend onderzoek nodig.

Systeekkennis

- Waterkwaliteit: wat is het effect van nieuwe stoffen op aquatische organismen? Idealiter wordt de keuze voor de te meten parameters (stoffen) afgestemd op de eco(toxico)logische effecten, maar hierover ontbreekt nog voldoende kennis. De grootste onzekerheid zit in kennis over de effecten van (mengsel, langdurige blootstelling) nieuwe stoffen;
- Waterplanten Nederrijn-Lek: waarom zijn waterplantenbedekkingen in de Nederrijn-Lek zo laag? Gezien het gestuwde karakter van dit waterlichaam zouden de omstandigheden voor waterplanten relatief gunstig moeten zijn. Waar het probleem precies zit, is niet duidelijk, zie paragraaf 7.1.4;
- Macrofauna in de kribvakken: een opvallende ontwikkeling is de toename van de soortendiversiteit en macrofaunadichtheden in de zandige kribvakken. Deze ontwikkeling wordt voornamelijk bepaald door muggenlarven en wormen. Het betreft vooral inheemse soorten: de toename gaat gepaard met een (flinke) afname van het percentage exoten. Er is geen heel duidelijke verklaring voor deze ontwikkeling, zie paragraaf 7.1.4. Wat is hier aan de hand?
- Macrofauna en doorzicht: wat is/was de rol van de macrofauna bij de toename van het doorzicht? In paragraaf 7.1.2 is de ontwikkeling van de filterende bodemfauna genoemd als mogelijke 'oorzaak' voor de toename van het doorzicht. In meren is het positieve effect van bodemfauna op het doorzicht inmiddels meerdere malen gebleken, maar hoe zit dit in de grote rivieren?
- Vissen: hoe verloopt de biologische interactie tussen inheemse reofiele soorten (afgenomen) en exotische grondels (toegenomen)? Het lijkt erop dat de grondels de plek van de inheemse reofiele soorten innemen, maar is dat ook zo? Effecten kunnen betrekking hebben op concurrentie voor voedsel en leefgebied, maar ook door predatie van eitjes, larven, broed en juveniele vis. Om hier meer inzicht in te hebben, is meer kennis over de paai- en opgroeigebieden van typische rivierfossen gewenst. Daarnaast kan kennis van de ecologische relaties in het Donauesysysteem, waar de Ponto-Kaspische grondelsoorten hun oorsprong vinden, wellicht tot nieuwe inzichten leiden;
- Voedselweb: hoe zit het voedselweb van de grote rivieren in elkaar? Op dit moment is de kennis over het voedselweb zeer beperkt, zie paragraaf 7.2.2. Tegelijkertijd lijkt kennis over de biologische interacties (tussen exoten) van groot belang om de ontwikkelingen in de ecologie te kunnen verklaren, zie bijvoorbeeld paragraaf 7.2.3. Meer kennis over het voedselweb kan bijdragen aan een beter begrip van de werking van het ecosysteem en daarmee aan een beter begrip van de effectiviteit van maatregelen.

9. LITERATUUR

1. Inleiding

Bakker, C., R. Noordhuis en K.H. Prins, 1998. Watersysteemrapportage Rijn 1995, biologische monitoring zoete rijkswateren. RIZA, Lelystad, 104 p. RIZA rapport 97.066.

Reeze, A.J.G., A.D. Buijse en W.M. Liefveld, 2005. Weet wat er leeft langs Rijn en Maas. Ecologische toestand van de grote rivieren in Europees perspectief. Rijkswaterstaat, Lelystad. RIZA rapport 2005.010.

Rijkswaterstaat, 2015. Factsheet_OW_80_Ministerie_van_Infrastructuur_en_Milieu_Rijkswaterstaat_2015-11-10-04-26-43. Factsheet KRW v.3.34. Factsheets behorende bij de plannen 2016-2021, aangemaakt: 10-11-2015. www.waterkwaliteitsportaal.nl.

2. Hydrologie en morfologie

Arcadis, 2011. Afleidingen hydromorfologie rijkswateren. Arcadis, Apeldoorn. 075742699:0.5 – Definitief, 22 december 2011.

Berben, F. en M. Groen, 2006. Toelichting op aanpassing stuwprogramma. Rijkswaterstaat Oost-Nederland, Arnhem. Notitie april 2006.

Brinke, W. ten, 2004. De beteugelde rivier. Bovenrijn, Waal, Pannerdensch kanaal, Nederrijn-Lek en IJssel in vorm. Veen Magazines, Diemen. Deel 81 van de Wetenschappelijke bibliotheek van Natuurwetenschap & Techniek. ISBN 907698865x.

Geest, G.J. van, 2005. Macrophyte succession in floodplain lakes: spatio-temporal patterns in relation to river hydrology, lake morphology and management. PhD Thesis Wageningen University. ISBN 9085041511.

Kurstjens, 2015. Maatregelen watercondities t.b.v. herstel rietmoeras binnendijkse Natura 2000 gebieden in de Ooijpolder. Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Beek-Ubbergen.

Kurstjens, G., G. van Geest, B. Peters en T. Wijers, 2014. Ondiepe overstromingsvlaktes als missing link. In: De Levende Natuur, jaargang 115, nummer 3 (mei 2014). Themanummer Ecologisch herstel grote rivieren.

Middelkoop, H., E. Stouthamer, M.M. Schoor, H.P. Wolfert en G.J. Maas, 2003. Kansrijkdom voor rivierecotopen vanuit historisch-geomorfologisch perspectief. Rijntakken – Maas – Benedenrivieren. NCR-publication 21-2003.

Rijkswaterstaat, 2012. Rivierkundige Informatiemap Rijn, Waal en IJssel. Rijkswaterstaat Oost-Nederland.

Rijkswaterstaat, 2015. Nieuw stuwprogramma voor de Neder-Rijn/Lek. Rijkswaterstaat Oost-Nederland, Arnhem. Notitie juni 2015.

3. Fysisch-chemische waterkwaliteit

Ecofide, 2010. Relatie tussen de slib- en waterkwaliteit in de IJssel. Memo voor Rijkswaterstaat Oost-Nederland.

Ecofide en Witteveen&Bos, 2011. Bepaling van de bijdrage van de waterbodempkwaliteit op de waterkwaliteit in Nederrijn en Lek. In opdracht van Rijkswaterstaat Oost-Nederland.

Reeze, A.J.G., A.D. Buijse en W.M. Liefveld, 2005. Weet wat er leeft langs Rijn en Maas. Ecologische toestand van de grote rivieren in Europees perspectief. Rijkswaterstaat, Lelystad. RIZA rapport 2005.010.

RoyalHaskoning DHV, 2013. Waterkwaliteitsrapportage 2012. In opdracht van Rijkswaterstaat Oost-Nederland. Projectnr. 9W8228.

RoyalHaskoning DHV, 2014. Waterkwaliteitsrapportage 2013. In opdracht van Rijkswaterstaat Oost-Nederland. Projectnr. BD4576-100.

STOWA, 2016a. Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 1. Hoofdrapport. Stowa-rapport nummer 2016-15A.

STOWA, 2016b. Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 2. Kalibratie: toxische druk en ecologische effecten op macrofauna. Stowa-rapport nummer 2016-15B.

4.1 Macrofyten en fyto benthos

Berg, M. van den, H. Coops, R. Pot, W. Altenburg, R. Nijboer, T. van den Broek, M. Fagel, G. Arts, R. Bijkerk, H. van Dam, T. Ietswaart, J. van der Molen, K. Wolfstein, D. de Jong en H. Hartholt, 2004. Achtergrond document referenties en maatlatten macrofyten. Rapportage van de expertgroep macrofyten.

Birk, S., Willby, N., Chauvin, C., Coops, H.C., Denys, L., Galoux, D., Kolada, A., Pall, K., Pardo, I., Pot, R. en Stelzer, D., 2007. Report on the Central Baltic River GIG Macrophyte Intercalibration Exercise, 82 pp. https://www.uni-due.de/imperia/md/content/aquatische_oekologie/e_cbrivgig_macrophytes_final_report_june-07-v2.pdf (15-1-2017)

Ellenberg, H., Weber, H.E., Duell, R., Wirth, V., Werner, W. en Paulissen, D., 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Verlag Erich Goltze, Goettingen, 2. Aufl.

Geest, G.J. van, 2005. Macrophyte succession in floodplain lakes: spatio-temporal patterns in relation to river hydrology, lake morphology and management. PhD Thesis Wageningen University. ISBN 9085041511.

Geest, G. van, A. de Niet en S. Teurlincx, 2011. Waterplanten langs de Nederlandse Rijntakken. Deltares. 62 pp + bijl.

Maenen, M.M.J. (1989) Water- en oeverplanten in het zomerbed van de Nederlandse grote rivieren in 1988: hun voorkomen en relatie met algemene fysisch-chemische parameters. Project "Ecologisch Herstel Rijn", publicatie no. 13, Rijkswaterstaat, Lelystad. 119 p.

Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers en L.L.J. van Nieuwerburgh (eds.), 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021. Stowa rapport 2012-31 (incl. errata).

Naber, A. 2016. Opname van Water- en Oeverplanten. Voorschrift – RWSV 913.00.B006. Rijkswaterstaat.

Rijkswaterstaat, 2015. Factsheet_OW_80_Ministerie_van_Infrastructuur_en_Milieu_Rijkswaterstaat_2015-11-10-04-26-43. Factsheet KRW v.3.34. Factsheets behorende bij de plannen 2016-2021, aangemaakt: 10-11-2015. www.waterkwaliteitsportaal.nl.

Siebel, H. 2005, Indicatie waarden van mossen, BLWG. <http://www.blwg.nl/mossen/standaardlijst/mosindicatie.aspx> (15-1-2017)

4.2 Macrofauna

Ark Natuurontwikkeling, 2016. Zomersneeuw is er weer. Nieuwsbericht d.d. 25-08-2016. <https://www.ark.eu/nieuws/2016/zomersneeuw-er-weer>

Bij de Vaate, A., A. Klink en F. Oosterbroek, 1992. The mayfly, Ephoron virgo (Olivier), back in the Dutch parts of the rivers Rhine and Meuse. In: Hydrobiol. Bull. 25(3): 237-240.

Klink, A., 2016. KRW-proef: bomen in de Nederrijn-Lek en IJssel. Hydrobiologisch Adviesbureau Klink, Wageningen. April 2016 (HAK Project 493).

Kalkman, V.J., 2004. Rivierrombout *Gomphus flavipes* (Charpentier, 1825). EIS Nederland. www.naturalis.nl/eis.

Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers en L.L.J. van Nieuwerburgh (eds.), 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021. Stowa rapport 2012-31 (incl. errata).

Rijkswaterstaat, 2015. Factsheet_OW_80_Ministerie_van_Infrastructuur_en_Milieu_Rijkswaterstaat_2015-11-10-04-26-43. Factsheet KRW v.3.34. Factsheets behorende bij de plannen 2016-2021, aangemaakt: 10-11-2015. www.waterkwaliteitsportaal.nl.

Soes, D.M., P.W. van Horssen, S. Bouma en M.T. Collombon, 2007. Chinese wolhandkrab. Literatuurstudie naar ecologie en effecten. Bureau Waardenburg, Culemborg. Rapport nr. 07-234.

Soes, D.M. en B. Kroese, 2010. Invasive crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis. EIS en Bureau Waardenburg, Leiden/ Culemborg. 1 april 2010.

4.3 Vissen

Breine, J., De Bruyn, A., Galle, L., Lambeens, I., Maes Y., Pauwels, I. en G. Van Thuyne (2015). Monitoring van de visgemeenschap in het Zeeschelde-estuarium: Ankerkuilcampagnes 2015. INBO.R.2015.11338975. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.11338975.). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

De Graaf M, De Boois IJ, Griffioen AB, Van Overzee HMJ, Tien NSH, Tulp I, De Vries P en C. Deerenberg (2015) Toestand vis en visserij in de Zoete Rijkswateren: 2014. Deel I: Trends van de visbestanden, vangsten en ecologische kwaliteit ratio's, IMARES Wageningen UR. IMARES rapport C199/15

Froehlich-Schmitt, B., 2004. Rijn Zalm 2020. ISBN: 3-935324-50-2. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR).

Giels, J. van, 2016. Visonderzoek 2016 in de Spiegelwaal en de Strangen Brakelse Benedenwaarden. Rapportnr 20160720/01. ATKB, Geldermalsen.

Giels, J. van en A.W. Breukelaar, 2011. Analyse detectiegegevens salmoniden 2009-2010. ATKB, Geldermalsen, projectnummer 20110401.

Griffioen, A.B., Winter, H.V., Hop, J. en Vriese, F.T., 2014. Inschatting van het aanbod diadrome vis bij Kornwerderzand. Rapport C069/14. IMARES Wageningen UR.

Grift, R.E., 2001. How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine. Netherlands Institute for Fisheries Research, IJmuiden. ISBN 9789058084880.

Hop, J., 2016. Visstand Haringvliet en Voordelta – heden. Rapportnr. 20150469/rap01. ATKB, Geldermalsen. I.o.v. Sportvisserij Nederland.

Hop, J., 2011. Vismigratie Rijn-Maasstroomgebied – samenvatting op hoofdlijnen. Rapportnr 20110414. ATKB, Geldermalsen.

Hop, J., Vriese, F.T., Quak, J., Breukelaar, A.W., 2011. "Visstand Haringvliet en Kier". Projectnummer 20110243. AquaTerra - KuiperBurger B.V., Geldermalsen.

Hop, J., 2009. Visonderzoek migratieknelpunten Fase II: Voorjaarsonderzoek. Projectnummer:20080984. AquaTerra - KuiperBurger B.V., Geldermalsen.

Hop, J., 2010. Monitoring van de visstand in vier afgeschermd en vier open kribvakken in de Lek bij Everdingen in 2010. Rapportnr. 20100094/01. ATKB, Geldermalsen.

Hop, J., in prep. Visonderzoek Vallei en Veluwe 2016. Rapportnr 20160405/001. ATKB, Geldermalsen.

Ingendahl, D., onbekend. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. In: Hop, J., 2011. Vismigratie Rijn-Maasstroomgebied – samenvatting op hoofdlijnen. Rapportnr 20110414. ATKB, Geldermalsen.

Jansen, H.M., Winter, H.V., Tulp, I., Bult, R., Hal, R. van., Bosveld, J. en R. Vonk, 2008. Bijvangst van salmoniden en overige trekvis vanuit een populatieperspectief. Wageningen IMARES. Rapportnummer C039/08. In opdracht van Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Visserij.

Kessel, N. van, M. Dorenbosch en B. Crombaghs, 2009. Indicaties voor voortplanting van de zeeprik in

Nederland. Natuurhistorisch Maandblad. Februari 2009. Jaargang 98/2.

Kessel, N., van, Dorenbosch, M., Kranenbarg, J., Velde, G. van der en Leuven, R.S.E.W., 2016. Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the abundance of protected native bullhead. *Aquatic Invasions* (2016) Volume 11.

Loeb, R. en P.F.M. Verdonchot, 2008. Complexiteit van nutriëntenlimitaties in oppervlaktewateren. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 128.

Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers en L.L.J. van Nieuwerburgh (eds.), 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021. Stowa rapport 2012-31 (incl. errata).

Noble, R en I. Cowx, 2002. FAME Work Package 1 - Development of a River-type classification system (D1) & Compilation and harmonisation of fish species classification (D2). Final report. University of Hull, United Kingdom.

Patberg, W., de Leeuw, J.J. en H.V. Winter, 2005. Verspreiding van rivierprik, zee-prik, fint en elft in Nederland na 1970. Rapportnr. C004/05. Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV, IJmuiden.

Reeze, B., M. Kroes, W. van Emmerik en J. Quak, 2016. Vismigratie van rivier naar zee en omgekeerd. Haringvliet naar een dynamische Delta.

Rijkswaterstaat, 2015. Factsheet_OW_80_Ministerie_van_Infrastructuur_en_Milieu_Rijkswaterstaat_2015-11-10-04-26-43. Factsheet KRW v.3.34. Factsheets behorende bij de plannen 2016-2021, aangemaakt: 10-11-2015. www.waterkwaliteitsportaal.nl.

Schneider, 2009. In: Hop, J., 2011. Vismigratie Rijn-Maasstroomgebied – samenvatting op hoofdlijnen. Rapportnr 20110414. ATKB, Geldermalsen.

Winter en Griffioen, 2007. Winter, H.V. en Griffioen, A., 2007. Verspreiding van rivierprik-larven in het Drentsche Aa stroomgebied. Wageningen IMARES, IJmuiden. Rapport C015/07, 23 p.

Winter, H.V., 2010. Evaluatie van de vistrappen in de Nederrijn-Lek. IMARES Wageningen UR. Rapport C064/10, 38 p.

Vaate, A. bij de en A.W. Breukelaar, 2001. De migratie van zeeforel in Nederland. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. Rapport nr. 2001.046. ISBN 9036954037.

Vriese, F.T. en A.W. Breukelaar, 2010. Analyse detectiegegevens salmoniden 2001-2008. ATKB, Geldermalsen. Projectnummer 20101157.

<http://www.ravon.nl/Infotheek/Soortinformatie/Vissen/Fint/tabid/1423/Default.aspx> geraadpleegd op 4-11-2016.

5. Habitatherstel en natuurontwikkeling

Bakker, C., R. Noordhuis en K.H. Prins, 1998. Watersysteemrapportage Rijn 1995, biologische monitoring zoete rijkswateren. RIZA, Lelystad, 104 p. RIZA rapport 97.066.

Chrzanowski, C., 2016. Een natuurlijker Maas. Samenvattende rapportage van de monitoringsresultaten 2015 van het project Monitoring en evaluatie natuur(vriende)lijke oevers Maas; ecologie en morfologie. Rapportage 2015. Deltares, Delft. 7 juli 2016.

Dorenbosch, M., N. van Kessel, J. Kranenbarg, F. Spikmans, W. Verberk en R. Leuven, 2011. Nevengeulen in uiterwaarden als kraamkamer voor riviervissen. Bosschap, Driebergen-Rijsenburg. Rapport nr. 2011/ OBN143-RI.

Dorenbosch, M., J.H. Bergsma en W.M. Liefveld, 2015. Functie van rivierhout voor vis. Monitoring pilotprojecten IJssel, Nederrijn, Lek 2015. Bureau Waardenburg, Culemborg. Rapportnummer: 15-255. 23 december 2015.

- Geerling, G.W., 2014. Effectiviteit van Maatregelen – eindconclusies en lessons learned. Deltares, Delft.
- Geerling, G. en L. van Kouwen, 2011. Handvatten voor Nevengeulen in de Rijntakken. Deltares, Utrecht. 1201474-000.
- Jans, L. (red), 2004. Evaluatie nevengeulen Gamerensche Waard 1996-2002. RIZA, Lelystad, 134 p. RIZA rapport 2004.024.
- Kleinveld, E., S. Oom en W. Liefveld, 2007. Synergie Kaderrichtlijn Water en Ruimte voor de Rivier maatregelen. DHV B.V., s.l. Dossier : B0622.01.001. 19 december 2007.
- Klink, A., 2016. KRW-proef: bomen in de Nederrijn-Lek en IJssel. Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen. Hydrobiologisch Adviesburo Klink rapporten en mededelingen nr. 139. April 2016.
- Kurstjens, G. en B. Peters, 2012. Rijn in Beeld. Deel 1: Ecologische resultaten van 20 jaar natuurontwikkeling langs de Rijntakken. Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Beek-Ubbergen/ Bureau Drift, Berg en Dal.
- Liefveld, W.M. en A. Bak, 2012. Natuurvriendelijke oevers langs de Lek. Evaluatie van zes jaar monitoring. Bureau Waardenburg, Culemborg. Rapport nr. 12-219.
- Middelkoop, H., E. Stouthamer, M.M. Schoor, H.P. Wolfert en G.J. Maas, 2003. Kansrijkdom voor rivierecotopen vanuit historisch-geomorfologisch perspectief. Rijntakken – Maas – Benedenrivieren. NCR-publication 21-2003.
- Overkamp, B. en F. Kerkum, 2014. De ontwikkeling van natuurlijke oevers langs de Maas. In: De Levende Natuur, jaargang 115, nummer 3 (mei 2014). Themanummer Ecologisch herstel grote rivieren.
- Peters, B., W. Overmars, G. Kustjens en J. Rademakers, 2014. Van Plan Ooievaar tot Smart Rivers. 25 jaar ecologisch herstel van het riviereengebied tegen veranderende achtergronden. In: De Levende Natuur, jaargang 115, nummer 3 (mei 2014). Themanummer Ecologisch herstel grote rivieren.
- Reeze, A.J.G., A.D. Buijse en W.M. Liefveld, 2005. Weet wat er leeft langs Rijn en Maas. Ecologische toestand van de grote rivieren in Europees perspectief. Rijkswaterstaat, Lelystad. RIZA rapport 2005.010.
- Schoor, M.M., M. Greijdanus, G.W. Geerling, L.A.H. van Kouwen en R. Postma, 2011. Een nevengeul vol leven, handreiking voor een goed ecologisch ontwerp. Rijkswaterstaat. 2011.
- Winter, H.V., 2010. Evaluatie van de vistrappen in de Nederrijn-Lek. Imares, s.l. Rapport C064/10. Juli 2010.
- Wolfert, H., 1996. Rijkswateren Ecotopenstelsels; Uitgangspunten en plan van aanpak. RIZA nota 96.050, Rijkswaterstaat Lelystad en DLO Staringcentrum Wageningen.
- Wolters, H., M. Platteeuw en M. Schoor, 2001. Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden; ecologie en veiligheid gecombineerd. RIZA, Lelystad.

6. Gebruik

Brinke, W. ten, 2004. De betegelde rivier. Bovenrijn, Waal, Pannerdensch kanaal, Nederrijn-Lek en IJssel in vorm. Veen Magazines, Diemen. Deel 81 van de Wetenschappelijke bibliotheek van Natuurwetenschap & Techniek. ISBN 907698865x.

CCR, 2016. Jaarverslag 2016. Europese binnenvaart marktobservatie. Secretariaat van de Centrale Commissie voor de Rijnvaart, Straatsburg. Juni 2016.

Klein, J. en J. Rozemeijer, 2015. Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater. Update toestand en trends tot en met 2014. Deltares, Utrecht. 1220098-007

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1993. Oeverture. Inrichtingsplan oevers Rijntakken. Hoofdrapport. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Gelderland, s.l. November 1993. Rapport nr: GLD 93/05-01.

Puijenbroek, P.J.T.M., P. Cleij en H. Visser, 2010. Nutriënten in het Nederlandse zoete oppervlaktewater: toestand en trends. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven. PBL-publicatienummer 500208001.

Rijkswaterstaat, 2010. Sedimentbeheer Rijntakken 2010 -2015. Rijkswaterstaat Oost-Nederland, Arnhem. Brief met als kenmerk RWS/DON-20 10/9366 d.d. 11 oktober 2010.

Rijkswaterstaat, 2014. Vegetatielegger. Instrument voor veilige en natuurlijke uiterwaarden. Rijkswaterstaat, s.l. wvl1014lv043, oktober 2014.

Rijkswaterstaat, 2016. Duurzame Vaardiepte Rijntakken (DVR2). Studie naar problematiek en mogelijke aanpak van bodemerrosie en aanzanding in het zomerbed van de Rijntakken in Oost-Nederland. Rijkswaterstaat Oost-Nederland, Arnhem. 26 februari 2016.

VBC IJssel Plus, 2012. Visplan IJssel Plus, versie 2; Deel 1, voor de IJssel vanaf Dieren, het Meppelerdiep, een deel van de Vecht en het Zwarte Water. Opgesteld met ondersteuning van Sportvisserij Nederland en de Combinatie van Beroepsvissers.

VBC Neder Rijn Plus, 2012. Visplan Pannerdensch Kanaal, Neder Rijn, IJssel en Lek – Versie 2, 2012. VBC Neder Rijn Plus te Arnhem.

VBC Waal Plus, 2012. Visplan Waal, Bijlandskanaal en Maas-Waalkanaal; van de Duitse grens tot aan Woudrichem; Tweede herziene versie, 2012. VBC Waal Plus, Hurwenen.

Waterrecreatie Advies, 2016. Prognose ontwikkeling recreatievaart in 2030, 2040 en 2050, rekening houdend met WLO scenario's. Waterrecreatie Advies, Lelystad. In opdracht van Rijkswaterstaat, Water, Verkeer en Leefomgeving, Rijkswijk.

<https://www.rws.nl/water/waterbeheer/bescherming-gegen-het-water/waterkeringen/leggers/vegetatielegger/index.aspx>

7. Synthese

Dorenbosch, M., J.H. Bergsma en W.M. Liefveld, 2015. Functie van rivierhout voor vis. Monitoring pilotprojecten IJssel, Nederrijn, Lek 2015. Bureau Waardenburg, Culemborg. Rapportnummer: 15-255. 23 december 2015.

Geerling, G. en L. van Kouwen, 2011. Handvatten voor Nevengeulen in de Rijntakken. Deltares, Utrecht. 1201474-000.

Grift, R.E., 2001. How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine. Netherlands Institute for Fisheries Research, IJmuiden. ISBN 9789058084880.

Kamp, M. van der, B. Schaub, B. Michielsen, F. van Schaik, J. Oosterbaan en H. Gerrits, 2015. Waterkwaliteitsverandering in relatie tot de aanwezigheid van Dreissena mosselen. Implicaties voor beleid. Hoogheemraadschap Rijnland, Leiden. CORSA nummer: 15.053226.

Kerkum, L.C.M., A. bij de Vaate, D. Bijstra, S.P. de Jong en H.A. Jenner, 2004. Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. RIZA, Lelystad. RIZA rapport 2004.033.

Kessel, N. van, J. Kranenbarg, M. Dorenbosch, A. de Bruin, L.A.J. Nagelkerke en G. van der Velde, 2013. Mitigatie van effecten van uitheemse grondels: kansen voor natuurvriendelijke oevers en uitgekende kunstwerken. Radboud University Nijmegen, Report Environmental Science 436, pp 1–88

Klink, A., M. Schoor, H. van Rheede en P. Duijn, 2014. Aquatische macrofauna in het rivierengebied en mogelijkheden voor ecologisch herstel. In: De Levende Natuur, jaargang 115, nummer 3 (mei 2014). Themanummer Ecologisch herstel grote rivieren.

Klink, A., 2016a. KRW-proef: bomen in de Nederrijn-Lek en IJssel. Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen. Rapporten en mededelingen nr. 139 maart 2016 (HAK Project 493).

Klink, A., 2016b. Drift van macrofauna in de Rijn. Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen. Rapporten

en mededelingen nr. 142 december 2016 (HAK Project 513).

Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers en L.L.J. van Nieuwerburgh (eds.), 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021. Stowa rapport 2012-31 (incl. errata).

Noordhuis, R., S. Groot, M. Dionisio Pires en M. Maarse, 2014. Wetenschappelijk eindadvies ANT-IJsselmeergebied. Vijf jaar studie naar kansen voor het ecosysteem van het IJsselmeer, Markermeer en IJmeer met het oog op de Natura-2000 doelen. Deltares, Utrecht. 1207767-000-ZWS-0005.

Noordhuis, 2016. Time-lag effecten in doelbereik bij KRW maatregelen. Deltares, Utrecht. Deltares kenmerk 1220984-000-ZWS-0023.

Peters, B., 2009. Kwaliteitsprincipes uiterwaardinrichting. Uitgave van het Ministerie van LNV, Staatsbosbeheer, Rijkswaterstaat en de Dienst Landelijk Gebied. Bureau Drift, Berg en Dal.

Peters, B. en G. Kurstjens, 2012. Rijn in Beeld. Deel 2: Inrichting, beheer en beleid langs grote rivieren. Bureau Drift, Berg en Dal/ Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Beek-Ubbergen.

Peters, B., W. Overmars, G. Kurstjens en J. Rademakers, 2014. Van Plan Ooievaar tot Smart Rivers. 25 jaar ecologisch herstel van het rivierengebied tegen veranderende achtergronden. In: De Levende Natuur, jaargang 115, nummer 3 (mei 2014). Themanummer Ecologisch herstel grote rivieren.

Reeze, A.J.G., A.D. Buijse en W.M. Liefveld, 2005. Weet wat er leeft langs Rijn en Maas. Ecologische toestand van de grote rivieren in Europees perspectief. Rijkswaterstaat, Lelystad. RIZA rapport 2005.010.

Riel, M.C. van, 2007. Interactions between crustacean mass invaders in the Rhine food web. PhD thesis Radboud Universiteit Nijmegen.

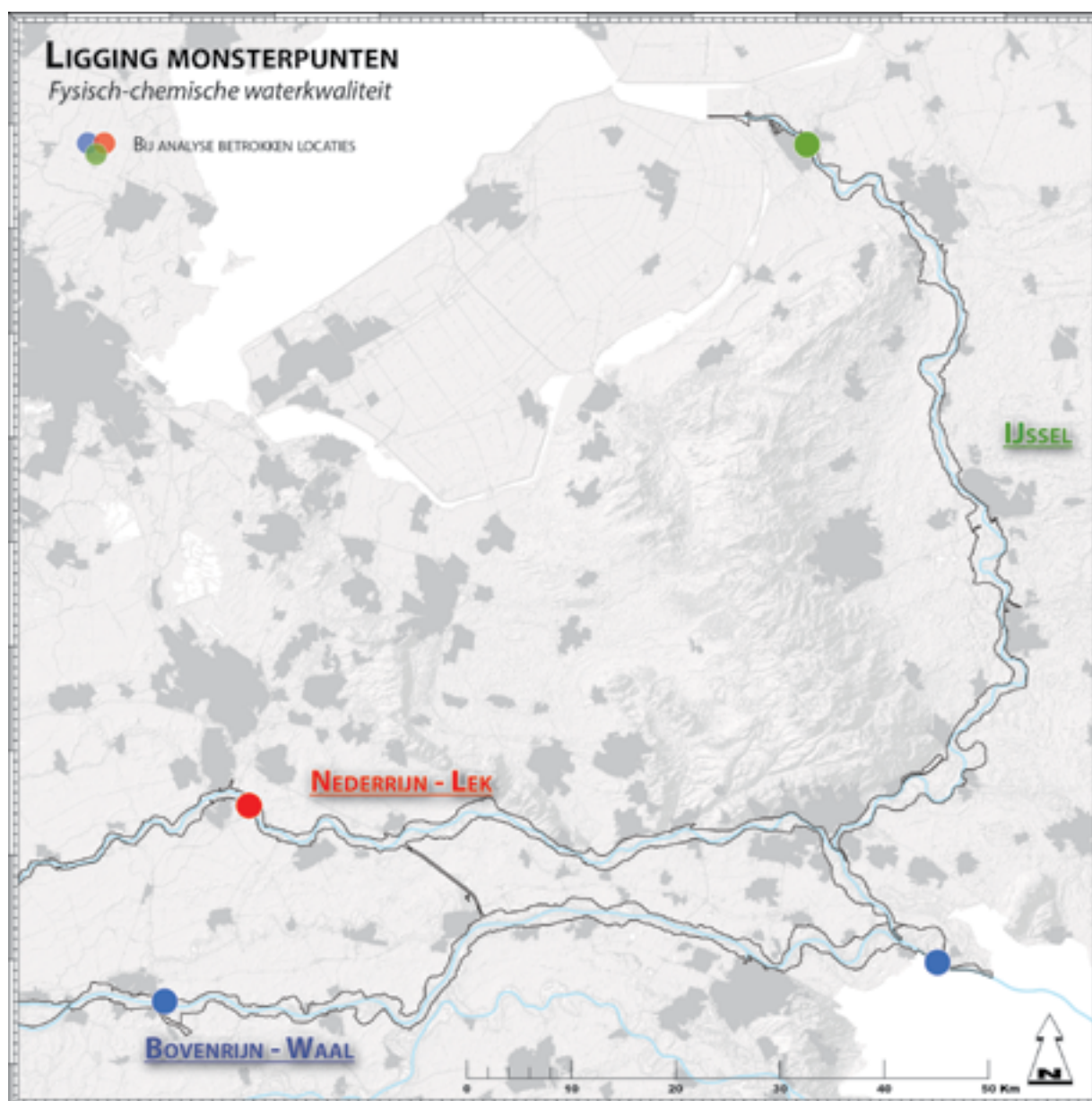
Schoor, M.M., M. Greijdanus, G.W. Geerling, L.A.H. van Kouwen en R. Postma, 2011. Een nevengeul vol leven, handreiking voor een goed ecologisch ontwerp. Rijkswaterstaat. 2011.

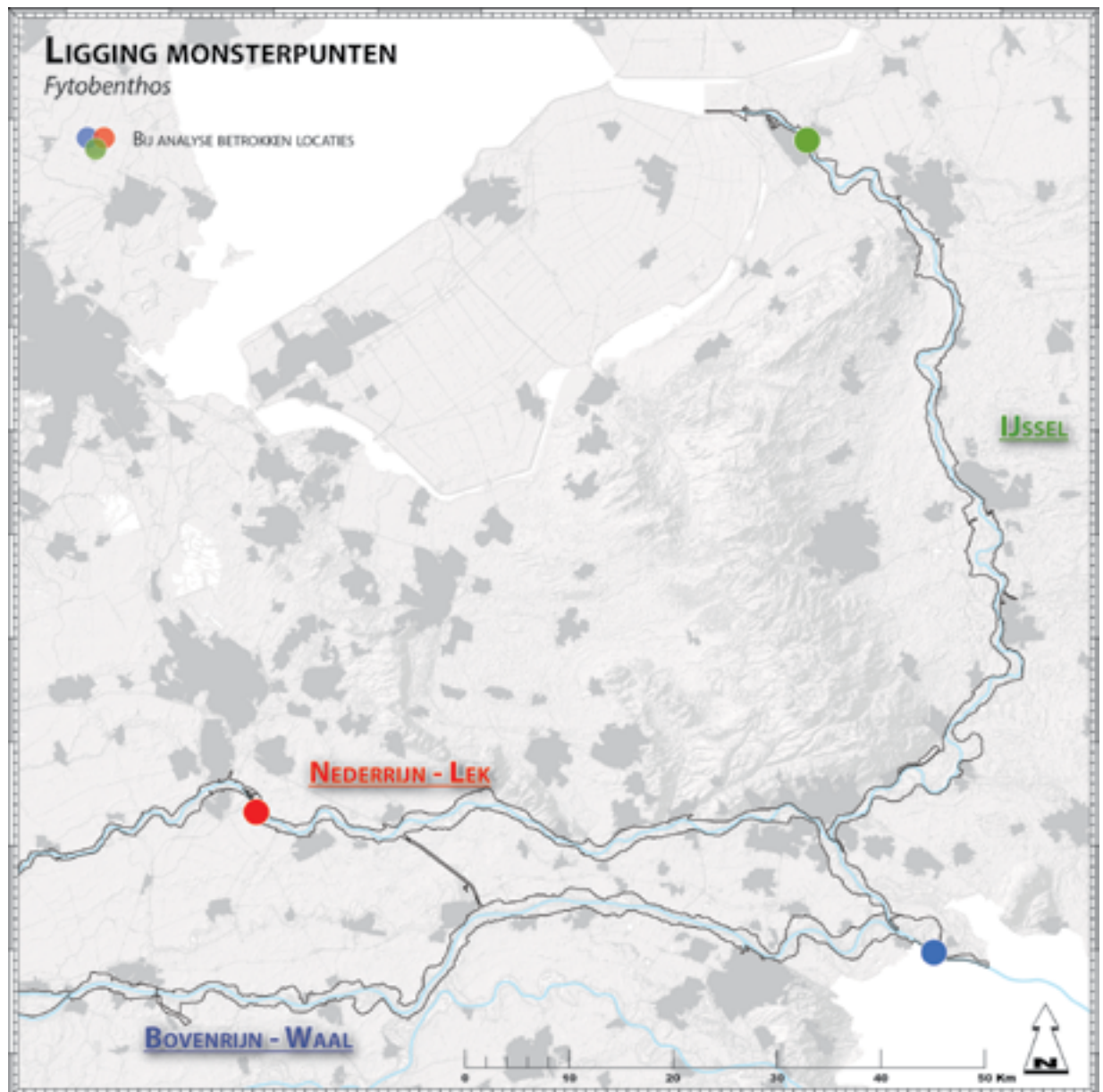
Wood, J. en D. Goulson, 2017. The Environmental Risks of neonicotinoid pesticides: a review of the evidence post-2013. Greenpeace France, Parijs.

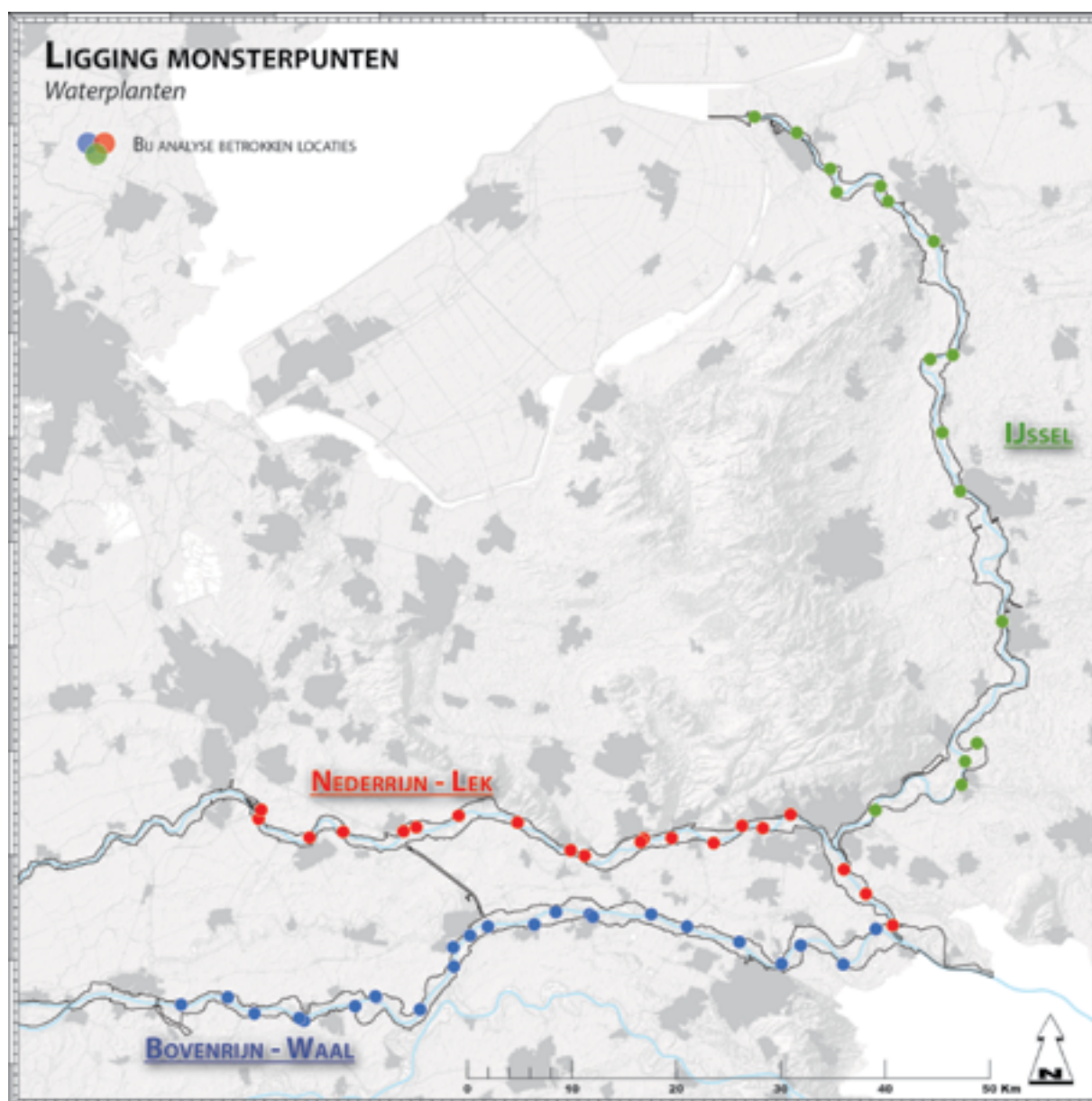
Wolfert, H., A. Corporaal, G. Maas, K. Maas, B. Makaske en P. Termes, 2009. De Vecht als halfnatuurlijke laaglandrivier. Bouwstenen bij de grensoverschrijdende Vechtvisie 2009. Alterra, Wageningen. November 2009.

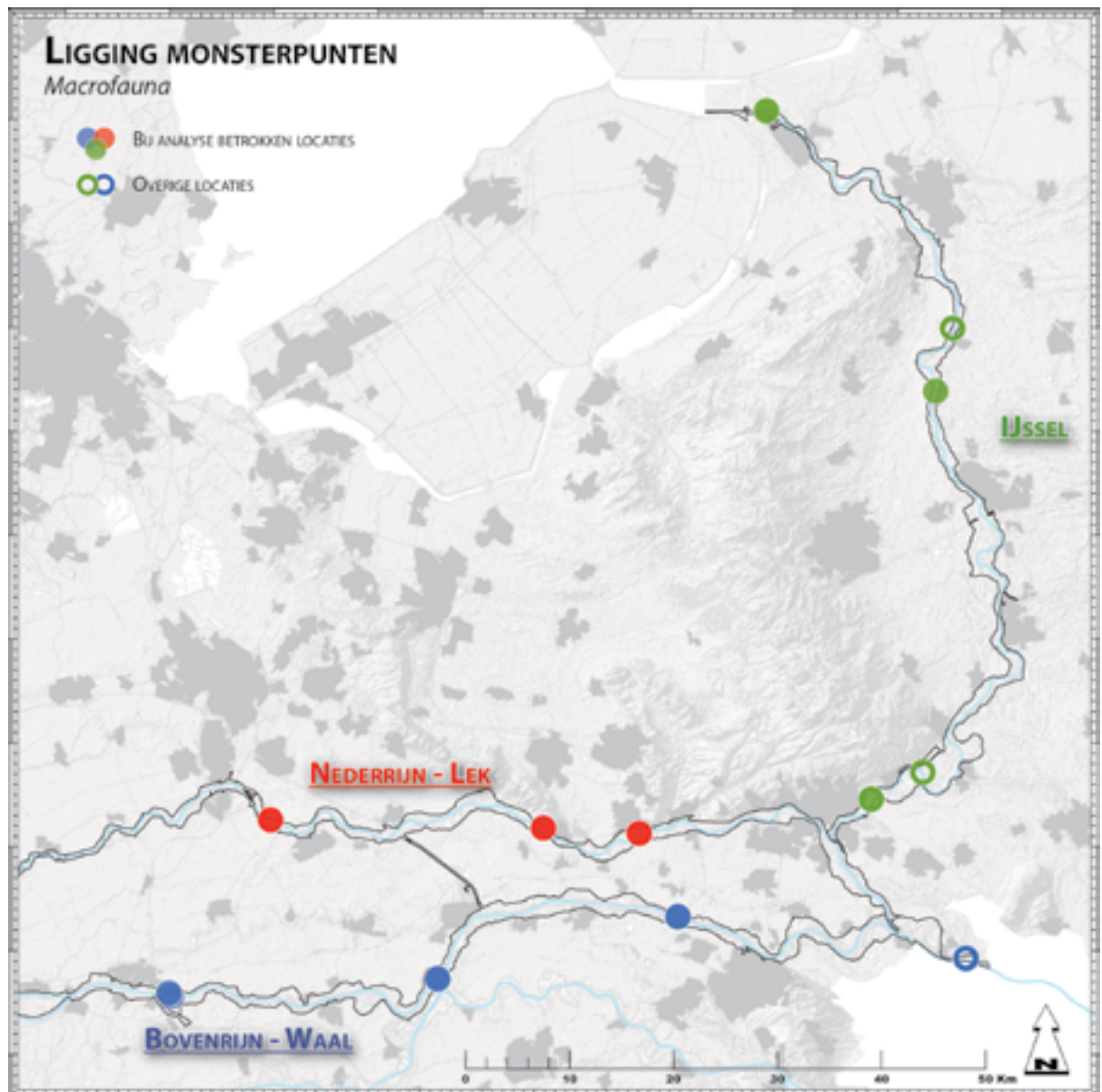
Wolters, H., M. Platteeuw en M. Schoor, 2001. Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden; ecologie en veiligheid gecombineerd. RIZA, Lelystad.

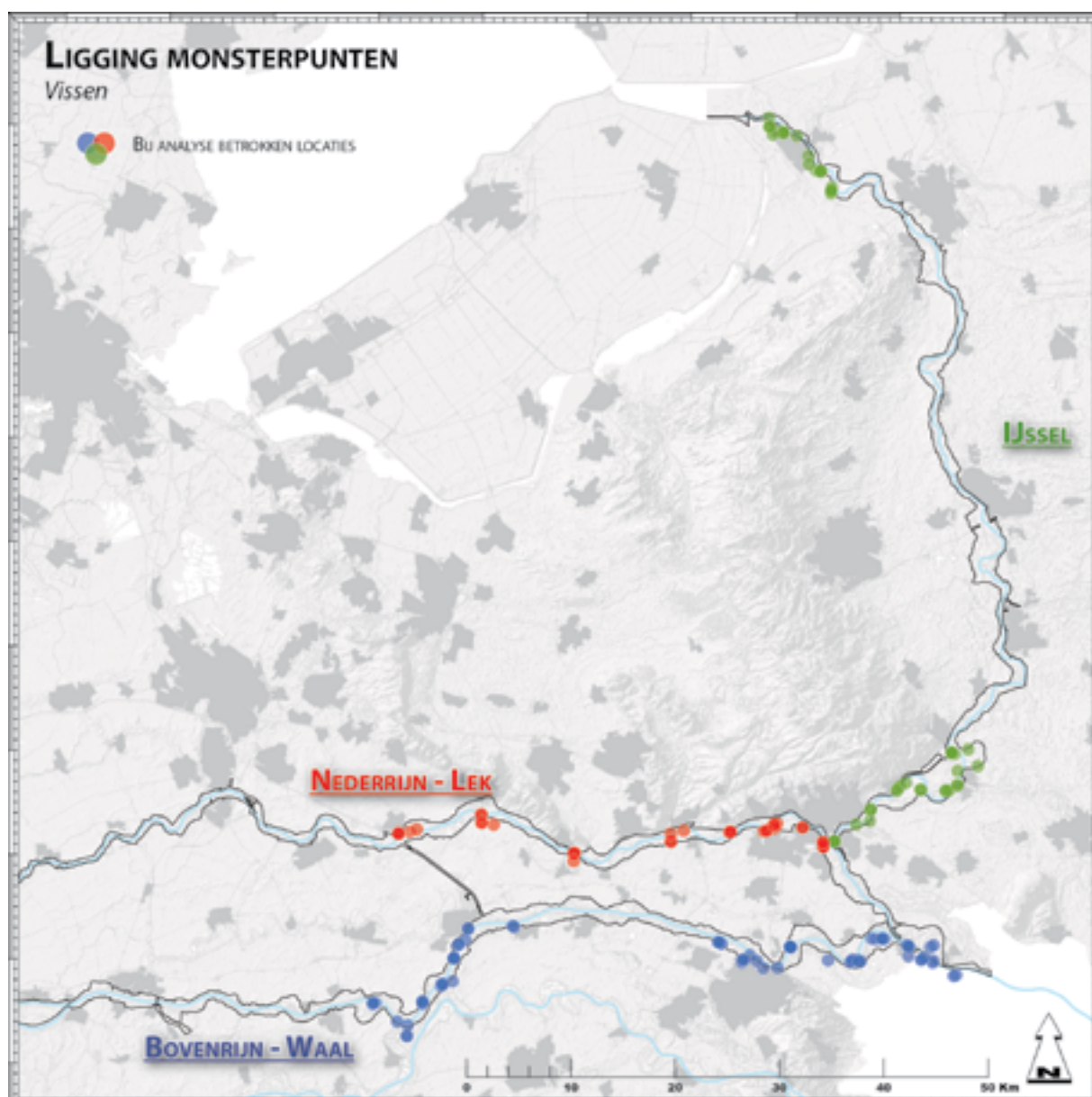
Wortelboer, R., C. Chrzanowski, G. Roskam, R. Noordhuis en T. Vriese, 2015. Effect van maatregelen BPRW-2 voor de KRW : vergelijking van berekeningswijzen. Deltares, Utrecht.











COLOFON

WATERSYSTEEMRAPPORTAGE RIJNTAKKEN 1990-2015
ONTWIKKELINGEN WATERKWALITEIT EN ECOLOGIE

Uitgave

Bart Reeze Water & Ecologie, Harderwijk

Inhoudelijke begeleiding namens de opdrachtgever

Luc Jans (Rijkswaterstaat Oost Nederland)

Auteurs

Bart Reeze (Bart Reeze Water & Ecologie)

Alphons van Winden (Bureau Stroming)

Jaap Postma (Ecofide)

Roelf Pot (Roelf Pot onderzoek- en adviesbureau)

Jochem Hop (AT-KB)

Wendy Liefveld (Bureau Waardenburg)

Begeleidingsgroep

Margriet Schoor (Rijkswaterstaat Oost Nederland)

Frans Kerkum (Rijkswaterstaat Water, Verkeer & Leefomgeving)

Eddy Lammens (Rijkswaterstaat Water, Verkeer & Leefomgeving)

Suzanne Stuijzand (Rijkswaterstaat Water, Verkeer & Leefomgeving)

Met medewerking van

Frans Berben, Egbert IJmker, Pieter van Vessem, Huib Verweij en Wim Kornelis (Rijkswaterstaat Oost Nederland)

Myra Swarte, Arie Naber, Koos Doekes en Andries Knotters (Rijkswaterstaat Centrale Informatie Voorziening)

Arjan Sieben (Rijkswaterstaat Water, Verkeer & Leefomgeving)

Bram Kroese (EIS Kenniscentrum Insecten en andere ongewervelden)

Kaarten

Peter Veldt (Landschapsontwerper)

Opmaak

Peter Veldt (Landschapsontwerper)



