



Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu

RIZA rapport 2004.033

ISBN 9036956919

Auteurs: L.C.M. Kerkum (Riza)
Dr. A. bij de Vaate (Riza)
Ir. D. Bijstra (Riza)
Drs. S.P. de Jong (Riza)
Dr. H.A. Jenner (Kema)

RIZA

Lelystad, november 2004

Inhoudsopgave

1	Inleiding	13
1.1	Aanleiding	13
1.2	Doelstelling	14
1.3	Aanpak en opzet	15
2	Literatuurstudie: Effecten koelwaterketen	17
2.1	Mechanische effecten	17
2.2	Thermische effecten	20
2.3	Conditioneringseffecten	21
2.4	Combinatie van effecten	22
3	Literatuurstudie: Effecten oppervlaktewatersysteem	25
3.1	Fytoplankton	26
3.2	Zoöplankton	29
3.3	Macro-evertebraten	29
3.4	Vegetatie	30
3.5	Vis	31
3.6	Exoten	35
4	Literatuurstudie: Praktijk ervaringen	37
4.1	Mount Hope Bay	37
4.2	Bergumermeer	42
4.3	Ervaringen zomer 2003	45
5	Literatuurstudie: Discussie en bevindingen	49
5.1	Discussie	49
5.2	Bevindingen	51
6	Expert visie	55
6.1	Voorstel toetsingscriteria	55
6.2	Maatlatten toetsingscriteria	57
7	Conclusies en aanbevelingen	65
7.1	Conclusies	65
7.2	Aanbevelingen	67
8	Literatuur	71

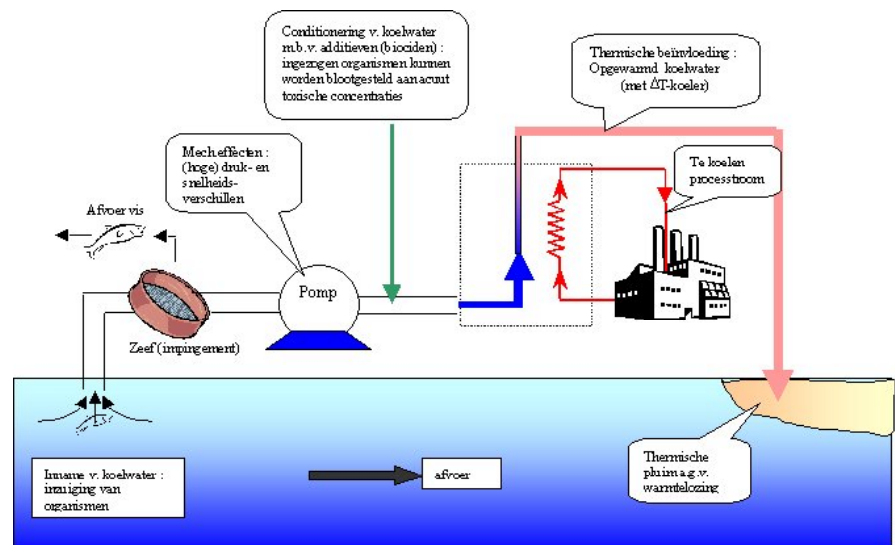
Voorwoord

Integraal beheer van de Nederlandse oppervlakte wateren vraagt om duidelijke afspraken met gebruikers ervan op het gebied van een evenwichtige en consequente aanpak in de vergunningverlening als het gaat om benodigde hoeveelheden en de toegestane omvang van (thermische) lozingen. Dat is de reden dat op initiatief van de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW) onder Werkgroep 4 de projectgroep Koelwater is ingesteld met de opdracht een beoordelingssystematiek op te stellen voor warmtelozingen. Deze nota is bedoeld als onderbouwing voor deze systematiek.

Samenvatting

Werkgroep 4 van de Commissie Integraal Waterbeheer heeft de projectgroep Koelwater ingesteld met als opdracht een nieuwe beoordelingssystematiek voor warmtelozingen op te stellen. Ter onderbouwing van de op te stellen systematiek is de studie "Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu" uitgevoerd. Doelstelling van de studie is het samenvatten van literatuurgegevens over ecologische effecten van het gebruik van zoet oppervlaktewater voor koeling van industriële processen. Het gaat daarbij niet alleen om de effecten op het aquatische milieu van de warmtelozing, maar ook om de effecten van de onttrekking. In figuur 1 zijn de verschillende beïnvloedingsfactoren waaraan oppervlaktewater, inclusief ten gevolge van inzuiging daarin aanwezige organismen, worden blootgesteld bij gebruik van oppervlaktewater als koelwater. Concrete vragen voor de studie zijn: "Kan worden aangegeven wat de effecten zijn van overschrijdingen van de bestaande koelwaternormen, zoals lozen warmer dan 30 °C, op het aquatische milieu?" en "Wat zijn de effecten van wateronttrekking ten behoeve van koeling?". De resultaten van de studie zijn zoveel mogelijk gebaseerd op wetenschappelijke literatuur. Naderhand is daar een visie van deskundigen aan toegevoegd, omdat met de gevonden literatuurgegevens onvoldoende antwoorden zijn verkregen. Uiteraard zijn de resultaten van de visie minder "hard" dan de resultaten die zijn gebaseerd op meetgegevens. In de studie is niet ingegaan op de consequenties van de bevindingen voor de lozers van warmte. Dit komt aan de orde in de CIW rapportage over de nieuwe beoordelingssystematiek.

Fig. 1
Beïnvloeding oppervlaktewater door
koelwater.



Literatuurstudie

Organismen die een koelwaterketen worden ingezogen ondervinden schade. De mate van schade is afhankelijk van het soort organisme en de toestand waarin het organisme verkeert op het moment van inzuiging. Bij een goed visafvoersysteem zijn overlevingscijfers van 50 tot 80% gevonden voor vis die de zeven niet passeert en daarmee niet verder de koelwaterketen doorloopt. Afhankelijk van de soort en de zeefdiameter zijn voor vis sterftcijfers in de koelwaterketen gevonden variërend van 18 tot 56%. Dit is bij afwezigheid van een warmteschok. Bij een warmteschok van 6 à 7,5 °C en een maximum temperatuur van 24 °C zijn sterftcijfers van 26 tot 97% gevonden.

In de literatuur zijn geen heldere relaties gevonden tussen enerzijds de schade die organismen ondervinden ten gevolge van inzuigen en anderzijds de consequenties hiervan voor het aquatische milieu. Dat een koelwateronttrekking verstrekkende effecten kan hebben voor het aquatische milieu blijkt uit de situatie ter plaatse van Mount Hope Bay in de Verenigde Staten. Een toename van het onttrekkingsdebiet met circa 45% in combinatie met een tweede onttrekkingslocatie heeft ertoe geleid dat in een periode van ongeveer 8 jaar na de toename van de wateronttrekking nagenoeg de gehele populatie aan Winter Flounder, een bot soort, uit de baai is verdwenen. De situatie bij de Bergumermeercentrale laat zien dat een relatief grote onttrekking op een meer niet direct hoeft te resulteren in grote effecten op de visstand. Waarschijnlijk is door aanvoer van water vanuit het Prinses Magrietkanaal naar het meer het effect van de onttrekking op het meer beperkt.

De lozing van koelwater resulteert in een koelwaterpluim, waarbij het warmste deel zich nabij het lozingspunt bevindt. Door verdunning en afkoeling aan de lucht neemt de temperatuur in de pluim vervolgens stroomafwaarts af. Op hoofdlijnen zijn de effecten in te delen naar lokale effecten bij het lozingspunt en meer regionale effecten op watersysteemniveau. Bij lokale effecten zijn mogelijke letale dan wel stress temperaturen voor organismen van belang. Ook hebben warmteminnende exoten betere overlevingskansen in de directe omgeving van de warmtelozing. Bij regionale effecten speelt dat door toename van de watertemperatuur verschuivingen optreden in het ecosysteem. Dat komt omdat levenscycli van organismen worden verstoord, waardoor een "mismatch" ontstaat in de timing van levensfasen.

Voor de meeste zoetwatervissen ligt de letale temperatuur boven de 30 °C met maxima rond de 35 à 36 °C voor soorten als blankvoorn, brasem en snoekbaars. Tot de zoetwatersoorten waarvoor de letale temperatuur relatief laag is behoren zeeforel (26 – 27 °C) en spiering (26 – 29 °C).

In de zomer van 2003 zijn bij Lobith en Eijsden oppervlaktewatertemperaturen gemeten van 28 °C, hetgeen hoger is dan de MTR van 25 °C, zoals is vastgelegd in de AmvB water voor karperachtigen en de vierde Nota Waterhuishouding. In havens zijn

zelfs temperaturen tot ongeveer 30 °C waargenomen, maar daar zijn geen duidelijke effecten zichtbaar geworden. Vluchtgedrag naar oppervlaktewater met een lagere temperatuur en acclimatisatie zijn hiervoor een mogelijke verklaring.

Visie van deskundigen op nieuwe beoordelingssystematiek

Voor de beoordelingssystematiek voor warmtelozingen zijn toetsingscriteria nodig. Daarbij speelt een spanningsveld. Enerzijds bestaat de wens om het aquatische milieu zo goed mogelijk te beschermen en de diversiteit in aquatische milieus recht te doen. Anderzijds is het wenselijk om de beoordelingssystematiek zo eenvoudig mogelijk te houden. Rekening houdend met dit spanningsveld is het voorstel om de volgende drie toetsingscriteria op te nemen in de nieuwe beoordelingssystematiek:

- *Onttrekking*. Bij onttrekking gaat het om de schade aan organismen die de koelwaterketen zijn ingezogen. De mate van schade is soort en locatie afhankelijk.
- *Mengzone*. Dit is een beperkt gebied nabij het lozingspunt waar de waterkwaliteitsdoelstelling niet geldt.
- *Opwarming*. Hier gaat het om de effecten van warmtelozingen op groter schaalniveau met als doel het voorkomen dat het oppervlaktewater te veel opwarmt.

Onttrekking

Het is evident dat het op grote schaal onttrekken van oppervlaktewater het aquatische milieu nadelig kan beïnvloeden. Factoren die van invloed zijn op de mate van schade zijn de omvang van de onttrekking en de locatie. Het is niet wenselijk om een onttrekking te situeren op een locatie waar veel vislarven (paaigebieden) en juveniele vis voorkomen. De periode die met name van belang is, is het biologische voorjaar dat loopt van 1 maart tot 1 juni. Concrete criteria waarmee kan worden aangegeven welke onttrekking de draagkracht van het aquatische milieu niet overschrijdt zijn niet gevonden. Daarvoor is gericht onderzoek nodig.

Mengzone

Redenerend vanuit het aquatische milieu bestaat de wens om zo min mogelijk warmte te lozen op oppervlaktewater. Tevens dient de temperatuur niet hoger te zijn dan letale of liever nog stress waarden. Een dergelijke insteek kan echter leiden tot een situatie dat een warmtelozende de lozingstemperatuur omlaag brengt door het debiet te vergroten. Immers bij een gelijkblijvende af te voeren warmtevracht kan de lozingstemperatuur worden verlaagd door meer water te gebruiken. Deze situatie is niet wenselijk, omdat daardoor de onttrekking van oppervlaktewater toeneemt. Ook vanuit een meer algemene milieuopectiek bezien is een dergelijke aanpak ongewenst. Het energiegebruik neemt immers toe naarmate meer water wordt verpompt.

In het derde IMP-water is aangegeven dat in de mengzone rond het lozingspunt de waterkwaliteitsdoelstelling niet geldt. Het voorstel is

hierop aan te sluiten en een algemene maximum lozingstemperatuur niet op te nemen in de beoordelingssystematiek. Dan dringt zich vervolgens de vraag op: "Hoe groot mag de mengzone zijn?". In de literatuur zijn geen heldere aanwijzingen gevonden om deze vraag te beantwoorden. Toch zijn er wel handvatten te bieden. Zo is het voorstel om in analogie met de "Immissietoets voor stoffen" voor de temperatuur op de rand van de mengzone het ER-niveau te nemen. Op dit moment is echter nog geen ER-niveau (ernstig risico niveau) voor temperatuur vastgelegd. Het voorstel is om voorsnog uit te gaan van 30 °C voor oppervlaktewater met de functie "water voor karperachtigen". Opgemerkt wordt dat afhankelijk van lokale doelstellingen een ander ER-niveau kan worden gehanteerd. Bijvoorbeeld op basis van doelstellingen die worden geformuleerd in het kader van de Kaderrichtlijn Water. In deze richtlijn wordt aangegeven dat voor de algemene fysisch-chemische elementen, waaronder temperatuur, de waarden geen niveaus mogen bereiken die nadelig zijn voor de "Goede Ecologische Toestand".

Verder is gesteld dat de mengzone geen belemmering zou mogen zijn voor migratie van vissen. Dat wil zeggen de mengzone mag in een waterloop niet zodanig groot zijn dat deze niet meer passeerbaar is. Het voorstel is om de mengzone niet groter te laten zijn dan maximaal 25% van de natte dwarsdoorsnede van de waterloop. Dit percentage is niet gebaseerd op meetgegevens, maar op een inschatting. De gedachte is dat dan nog voldoende ruimte beschikbaar is voor migratie. Voor grote kanalen zonder paaifunctie, zonder migratiefunctie en waar hoofdzakelijk volwassen vis voorkomt zijn ook wel ideeën geopperd dat een bovengrens van 50% nog mogelijk zou kunnen zijn.

Tot slot is het voorstel om ook het volume van de mengzone te begrenzen. In de mengzone wordt immers niet voldaan aan de waterkwaliteitsdoelstellingen en om die reden is een te groot gebied niet acceptabel. Dit gebied wordt in feite onttrokken als habitat.

Opwarming

Opwarming van het oppervlaktewater heeft effect op de samenstelling van het aquatische milieu. Bepaalde soorten hebben voldoende lage temperaturen nodig om te kunnen voortplanten. Er zijn echter geen duidelijke handvatten gevonden die aangeven wat de maximum opwarming van het watersysteem zou mogen zijn om nog voldoende waarborgen te bieden voor het aquatische milieu. Het voorstel is daarom gebruik te maken van de Europese regelgeving op dit punt, namelijk de EG-viswaterrichtlijn 78/659/EEG. In deze richtlijn is voor oppervlaktewater met de functie "water voor karperachtigen", "water voor zalmachtigen" en "water voor schelpdieren" de maximale temperatuur respectievelijk op 28, 21,5 en 25 °C en de maximum opwarming ten gevolge van warmtelozingen op respectievelijk 3, 1,5 en 2 °C vastgelegd. Het overgrote deel van de Nederlandse zoete wateren heeft de functie "water voor karperachtigen". De functie water voor zalmachtigen is momenteel alleen aan de Grensmaas toegekend. Samengevat wordt geadviseerd om in de nieuwe beoordelingssystematiek voor warmtelozingen de toetsingscriteria

onttrekking, mengzone en *opwarming* op te nemen. Geadviseerd wordt om in deze criteria rekening te houden met het biologisch voorjaar, de omvang van de mengzone en functie van het oppervlaktewater, die in de toekomst geformuleerd worden in het kader van de kaderrichtlijn water. Verder wordt erop gewezen op het feit dat dit rapport dient als onderbouwing van een nieuwe beoordelingssystematiek en niet deze systematiek zelf beschrijft.

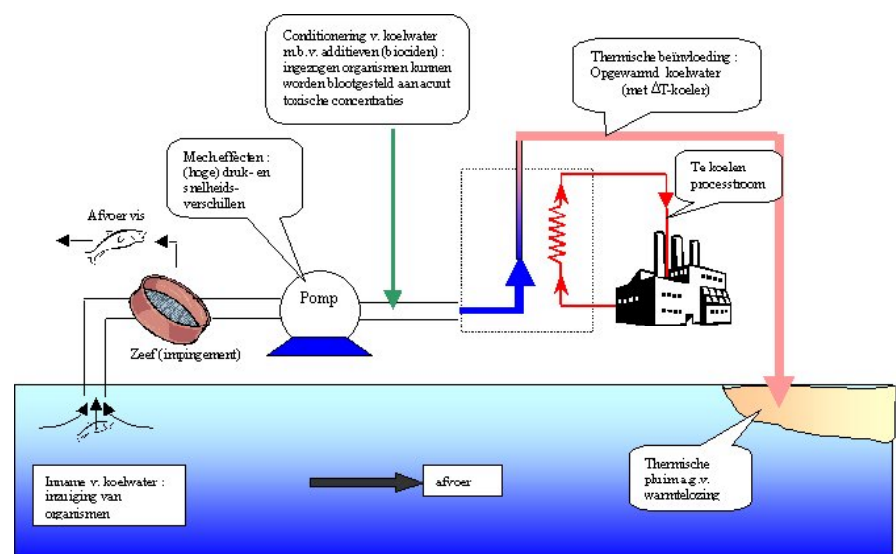
1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Doorstroomkoeling is een veel toegepaste techniek om warmte af te voeren die vrij komt bij industriële processen en bij de opwekking van elektriciteit. Hiervoor worden relatief grote hoeveelheden water uit rivieren, meren, kanalen en kustwateren gebruikt. Thermische elektriciteitscentrales hebben bijvoorbeeld 40 tot 60 m³/s nodig per 1.000 MWe opgesteld vermogen.

Figuur 1.1

Beïnvloeding oppervlaktewater door koelwater.



In het oppervlaktewater ontstaat een thermische pluim als gevolg van het lozen van koelwater. Direct bij de lozing heeft deze pluim de temperatuur van het geloosde koelwater, waarna stroomafwaarts van de lozing de temperatuur in de pluim afneemt door menging met het ontvangende oppervlaktewater en afkoeling aan de lucht. Bij hoge lozingstemperaturen kunnen lokaal stress of zelfs letale grenzen van organismen worden overschreden. Uiteraard is de omvang van een dergelijke beïnvloeding afhankelijk van de lozings situatie. Op watersysteemniveau leidt de warmtelozing tot opwarming waardoor de overlevingskansen van bijvoorbeeld exoten sterk toenemen, terwijl inheemse soorten het moeilijker krijgen.

Warmtelozingen resulteren echter niet alleen in thermische effecten. Conditionering van koelwater heeft als consequentie dat ook biociden in het oppervlaktewater worden geloosd. Tot slot ontstaat in de koelwaterketen schade aan de ingezogen organismen, hetgeen eveneens consequenties heeft voor het functioneren van het aquatische ecosysteem. Het beïnvloedt immers in meer of mindere mate de

samenstelling en omvang van populaties in het oppervlaktewater. De effecten op organismen zijn op hoofdlijnen terug te voeren naar:

- Mechanische effecten door druk- en snelheidsverschillen, koelwaterzeven en passage van pompen;
- Thermische effecten door de opwarming van het water;
- Effecten ten gevolge van conditionering van het koelwater.

Voor de bescherming van het oppervlaktewater is het van belang dat bij vergunningverlening de genoemde effecten worden meegewogen. Vanaf 1975 worden voor het lozen van koelwater de normen en richtlijnen gehanteerd die op initiatief van de Commissie Koelwaternormen zijn opgesteld door de Algemene Beraadsgroep Koelwater (ABK). Voor het ontvangende zoete oppervlaktewater geldt, dat het verschil tussen de in- en uitlaat in de zomer niet meer mag bedragen dan 7 °C, onder voorwaarde dat de maximum temperatuur van 30 °C bij de koelwateruitlaat niet wordt overschreden. In de winter mag het verschil tussen inlaat- en uitlaat maximaal 15 °C bedragen bij een inlaattemperatuur van 0 °C. Voor zeewater geldt een maximum verschil tussen inlaat- en uitlaattemperatuur van 10 °C.

Om de 'waterkwaliteitsaanpak' voor warmte, zoals die verankerd is in het overheidsbeleid, nader invulling te geven heeft de werkgroep 4 van de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW) een subwerkgroep ingesteld. Deze subwerkgroep heeft, rekening houdend met de in figuur 1.1 geschetste effecten, de opdracht om een nieuwe beoordelingssystematiek voor warmtelozingen via koelwater te formuleren. Bij het opstellen van een nieuwe beoordelingssystematiek zijn allerlei vragen naar voren gekomen, zoals:

- Kan worden aangegeven wat het effect is van een overschrijding van de bestaande koelwaternorm op het aquatische milieu?
- Is het zinvol om de huidige verschillen in de toelaatbare ΔT tussen de in- en uitlaat van de koelwaterketen in zomer en winter te handhaven? Zo ja, welke biologische argumenten zijn hiervoor aan te dragen?
- Wat zijn de effecten van wateronttrekking ten behoeve van koeling?
- Hoe verhouden zich de effecten op organismen (bijvoorbeeld vis) in het temperatuurtraject 25-28-30 °C zich tot te stellen eisen aan koelwater?

Omdat de vragen niet direct door de subwerkgroep zelf waren te beantwoorden is op initiatief van de subwerk groep de studie "Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu" uitgevoerd.

1.2 Doelstelling

De studie "Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu" is gericht op het aanleveren van zoveel mogelijk feiten voor zover deze te maken hebben met de lozing van koelwater op oppervlaktewater. Dit betekent onder meer het beantwoorden van de in paragraaf 1.1 beschreven vragen. Ook is de studie gericht op het formuleren van

parameters die van belang zijn voor het beoordelen van koelwaterlozingen en de bijbehorende maatlatten.

1.3 Aanpak en opzet

De aanpak van de studie bestaat op hoofdlijnen uit twee delen. Gestart is met een literatuurstudie. Omdat er nog open einden zijn in de beschikbare literatuur is vervolgens een workshop georganiseerd met experts. Deze heeft geresulteerd in een "expertvisie". De volgende personen hebben een inhoudelijke bijdrage geleverd aan de workshop:

- M.C.M. Bruijs (Kema)
- R.H. Hadderingh (visexpert, persoonlijke titel)
- H.A. Jenner (Kema)
- F.C.M. Kerkum (RIZA)
- A. bij de Vaate (RIZA)
- B. de Jong (RIZA)
- L.L. Paping (DOW Benelux)
- F.T. Vriese (OVb, schriftelijke tekstuele bijdrage)

In de literatuurstudie is gezocht naar zowel effecten in het oppervlaktewatersysteem als in de koelwaterketen. Voor het oppervlaktewater zijn daarbij uitsluitend de effecten ten gevolge van de temperatuur in beschouwing genomen. De effecten van biociden zijn niet meegenomen. Reden hiervoor is dat de beoordeling van een lozing met daarin biociden plaatsvindt met behulp van de "Immissietoets voor stoffen" (CIW, 2000). Wat betreft de koelwaterketen is gezocht naar effecten ten gevolge van mechanische schade, thermische schade en schade door gebruik van biociden. Aanvullend op de effecten in de koelwaterketen en het oppervlaktewatersysteem zijn ook nog een tweetal cases nader beschouwd.

In analogie met de aanpak bestaat de rapportage uit twee delen. Het eerste deel presenteert de resultaten van de literatuurstudie en omvat de volgende hoofdstukken:

- 2 Literatuurstudie: Effecten koelwaterketen;
- 3 Literatuurstudie: Effecten oppervlaktewater;
- 4 Literatuurstudie: Praktijk ervaringen;
- 5 Literatuurstudie: Discussie en bevindingen.

Het tweede deel omvat de volgende hoofdstukken:

- 6 Expertvisie;
- 7 Conclusies en aanbevelingen
- 8 Literatuur.

2 Literatuurstudie: Effecten koelwaterketen

De effecten in de koelwaterketen staan in dit hoofdstuk centraal. De volgende onderwerpen komen achtereenvolgens in dit hoofdstuk aan de orde:

- Mechanische effecten;
- Thermische effecten;
- Conditioneringseffecten;
- Combinatie van effecten.

2.1 Mechanische effecten

Met de aanzuiging van koelwater kunnen vissen en andere aquatische organismen worden meegevoerd, omdat ze zich niet aan de stroming kunnen onttrekken. Om verstoppingen in de condensoren te voorkomen wordt het koelwater via roosters en zeven geleid. Grotere vissen komen op deze koelwaterzeven terecht en worden via een transportsysteem afgevoerd naar het buitenwater of belanden in een afvalcontainer. De sterfte die daarbij optreedt, "impingement mortality" genoemd, is voornamelijk het gevolg van mechanische schade en zuurstofgebrek. Impingement mortality is sterk soortspecifiek. Daarnaast betreft het voornamelijk jonge vis met een lengte van 4-10 cm. Hoewel nog niet onderbouwd met onderzoek bestaat de indruk dat de mate van "impingement" van grotere exemplaren wordt bepaald door de conditie waarin ze verkeren. Er zijn aanwijzingen dat deze bij de inlaat relatief slecht is waardoor ze geen weerstand meer kunnen bieden aan de inzuigstrooming. Mogelijke maatregelen tegen "impingement mortality" zijn in twee categorieën in te delen (Hadderingh & De Potter, 1995):

- *Preventief*. Het betreft het optimaliseren van het ontwerp van de koelwaterinlaat en de positionering van de inlaatopening. Door gebruik te maken van gerichte stromings- en afleidingstechnieken kan inzuiging geminimaliseerd worden. Situering van de koelwaterinlaat in de waterkolom ten opzichte van de aanwezigheid van (abundante) vissoorten in de waterlaag is een extra mogelijkheid om schade te reduceren.
- *Gerichte stimuli*. Opwekken van luchtballen, elektrische signalen, licht en geluid. Het doel van dergelijke systemen is het verjagen van de vis bij de koelwaterinlaat en dus het verlagen van de visdichtheid ter plaatse.

Een andere mogelijkheid om schade aan vissen te beperken is een goed werkend visafvoersysteem. Uit onderzoek van Turnpenny en Taylor (2000) bleek dat een goed werkend visafvoersysteem, waarbij de vis zo snel mogelijk wordt teruggevoerd naar zee (en daardoor zo weinig mogelijk wordt beschadigd), 50 tot 80% overleving geeft bij de onderzochte soorten (platvissen, wijting en garnalen).

Ook visafweersystemen kunnen leiden tot significante reducties van inzuiging.

Inmiddels zijn veel systemen ontwikkeld om vis bij koelwaterinlaten van electriciteitscentrales, industriële koelwaterinlaten en bij waterkrachtcentrales te beschermen. Vriese (1993) beschrijft deze visgeleidingssystemen en geeft voorbeelden van praktijktoepassingen. De verschillende systemen zijn met elkaar vergeleken en beoordeeld op soortspecificiteit, effectiviteit en eventuele schade aan vis door de systemen. Ook komen de toepasbaarheid, doelmatigheid onder verschillende omstandigheden, onderhoud en betrouwbaarheid in dit rapport aan bod.

Visgeleidingssystemen zijn in te delen in mechanische systemen en systemen waarvan de werking is gebaseerd op het gedrag van de vis. Deze laatste categorie maakt gebruik van de volgende prikkels om het natuurlijk gedrag van vis te beïnvloeden: licht, geluid, hydromechanische prikkels en elektriciteit.

Haddingh (1979) geeft een overzicht van de verschillende technieken die worden aangewend om vis te beschermen tegen inzuiging bij koelwaterinlaten van electriciteitscentrales. Als maatregelen om schade aan vis te beperken noemt hij een gunstige situering van de koelwaterinlaten, beperking van het koelwaterdebiet en het tegenhouden van vis met behulp van barrières. De visbarrières worden door hem verdeeld in mechanische barrières en gedragsbarrières.

Zoals is aangegeven is licht één van de manieren die gebruikt kan worden om vis te beschermen. Bekend is dat met name 's nachts grote hoeveelheden juveniele vis worden ingezogen bij koelwaterinlaten (Haddingh, 1979). Door het ontbreken van licht verliest de vis zijn oriëntatie en drijft passief mee met de stroom. Wanneer het water in de nabijheid van het inlaatpunt verlicht zou worden en wanneer tevens visuele referentiepunten (takken, riet e.d.) zouden worden aangebracht op voldoende afstand van het inlaatpunt, kan de vis zich richten in de stroom en wegzwemmen (Pavlov, 1970; 1979). Pavlov (1969) vond een reductie van 40% van de hoeveelheid ingezogen vis (blankvoorn, brasem, alver en snoekbaars in de lengte tussen 7-36 mm) bij verlichting alleen en een reductie van 90% wanneer naast verlichting ook visuele referentiepunten werden aangebracht. Ook Haddingh (1982) vond bij verlichting van de waterinlaten bij de centrale te Bergum een aanzienlijke daling van de hoeveelheid ingezogen vis. Licht trekt echter ook vaak jonge vis aan. Wanneer lichten worden geplaatst in een zone waar de stroomsnelheid de zwemcapaciteiten van de jonge vis overtreft, kan massale mortaliteit optreden (Pavlov, 1989)

De resultaten van visbeschermingssystemen zijn echter sterk soortafhankelijk. Gesteld kan worden dat mechanische visgeleidingssystemen een niet-soortspecifieke werking hebben, terwijl geleidingssystemen gebaseerd op het gedrag van de vis dit wel soortspecifiek werken. Een indeling van systemen naar mate van soortspecifieke werking wordt gegeven in tabel 2.1

Een aantal mechanische visgeleidingssystemen vormt een uitzondering en is vanwege hun aard wel soortspecifiek. Er zijn bijvoorbeeld systemen ontwikkeld voor de geleiding van in de bovenste waterlagen zwemmende salmoniden (het submerged traveling screen, Ruggles, 1992). Halsband & Halsband (1992) beschrijven een electro-mechanisch visgeleidingssysteem dat is gericht op vissoorten die in het onderste deel van de waterkolom en langs de bodem migreren.

Gezien de zeer uiteenlopende reacties van de verschillende vissoorten op licht en geluid, zijn geleidingssystemen die gebruik maken van deze prikkels "echt" soortspecifiek. In de betreffende literatuur wordt zelfs gesproken van geleidingssystemen die geheel zijn toegesneden op één of ten hoogste enkele soorten (Loeffelman *et al.*, 1991; Menezes *et al.*, 1992). De meeste van deze systemen zijn echter nog experimenteel.

Tabel 2.1

Indeling geleidingssystemen naar mate van soortspecifieke werking (Vriese, 1993).

Niet of nauwelijks soortspecifiek	Matig soortspecifiek	Sterk soortspecifiek
Angled (traveling & fixed) screens	Grof vuil roosters*	Toepassingen van licht
Angled rotary drum screens	Submerged traveling screens	FishStartle™ systeem
Inclined plane screens	Electro-mechanisch geleidingssysteem	Geluidssysteem van Loeffelman
Modular inclined screen	Popper	
	Luchtbellen gordijn	
	Ketting gordijn	
	Louvre systemen	
	Electrische geleidingssystemen	

Voordat een definitieve keuze kan worden gemaakt, is nog veel onderzoek noodzakelijk. Verder geldt dat visgeleidingssystemen over het algemeen bijzonder kostbaar zijn. Hoewel weinig informatie omtrent kosten beschikbaar is, mag worden aangenomen dat implementatie van deze visgeleidingssystemen investeringen in de orde grootte van verschillende miljoenen Euro's per waterkrachtcentrale zullen vergen.

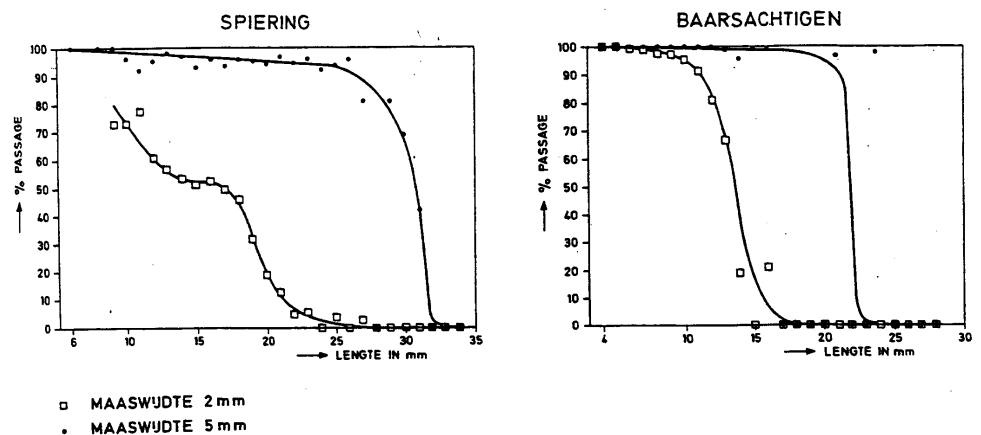
Plankton, macro-evertebraten, vislarven en kleine vissen passeren wel de zeven en komen dan in de koelwaterketen. Deze organismen kunnen schade ondervinden als gevolg van mechanische stress en/of de temperatuurschok in de condensoren, de zogenaamde "entrainment mortality". Uit gegevens van KEMA blijkt dat bij zeer gevoelige soorten als de spiering het sterftepercentage kan oplopen tot circa 75, bij een grootte waarbij ze nog door de zeven gaan. Als gevolg van de bijkomende impingement mortality stijgt dit percentage naar 95 naarmate de vissen groter worden. Bij baarsachtigen met een lengte < 4 cm bedraagt de "entrainment mortality" circa 34%. Bij grotere vis die

de zeven niet kan passeren loopt dit percentage op tot 65. Bij paling en driedoornige stekelbaars treedt nauwelijks sterfte op.

In figuur 2.1 is de relatie tussen de passeerbaarheid van de zeven en de lengte van respectievelijk spiering en baarsachtigen (baars, snoekbaar en pos) uitgezet (Hadderingh, 2000). Daarbij is onderscheid gemaakt naar zeven met een maaswijdte van 2 en 5 mm. Uit de figuur volgt dat spiering gemakkelijker de zeven passeert dan baarsachtigen. Het verschil tussen de passeerbaarheid van spiering en baarsachtigen kan worden verklaard met het verschil in lichaamsvorm. Spiering is lang en dun, terwijl baarsachtigen een grotere hoogte hebben bij een gelijke lengte aan die van spiering.

Figuur 2.1

Relatie tussen de passeerbaarheid van koelwaterzeven en de lengte van spiering en baarsachtigen bij de Flevocentrale (Hadderingh, 2000).



Mechanische schade aan fytoplankton tijdens passage van een centrale is onderzocht aan kolonievormende diatomeeën. De relatief kwetsbare kolonies passeerden de centrale zonder dat ze uit elkaar vielen (Koops, 1975). Dit resultaat is vergelijkbaar met het onderzoek aan marine planktonorganismen van Savage (1970), die bij vergelijking van plankton in monsters van in- en uitlaatkanalen van een centrale geen toename van dode cellen in de uitlaatmonsters constateerde.

2.2 Thermische effecten

In de koelwaterketen zijn thermische effecten toe te schrijven naar enerzijds de effecten van temperatuurschokken en anderzijds naar effecten van de absolute temperatuur in de koelwaterketen. Bij de centrale Harculo en bij Shell Moerdijk zijn effecten van temperatuurschokken in de condensor van de koelwaterketen op plankton onderzocht (Hadderingh, 2000). Raderdierdierjes (*Brachionus calyciflorus*) en koptotigen (Copepoda) vertonen bij de centrale Harculo geen effect bij opwarming tot 34 °C. Bij deze opwarming treedt wel sterfte op bij *Bosmina* (Cladocera). Na 5 dagen is de populatie echter weer op het niveau van het begin van het onderzoek.

Resultaten van proeven met temperatuurschokken tussen 10 – 20 °C bij Shell Moerdijk zijn in tabel 2.2 opgenomen. Uit de tabel volgt dat de eerste effecten optreden bij Cladocera en diatomeeën. De effecten nemen sterk toe bij hogere temperaturen, hetgeen tevens leidt tot een langere hersteltijd.

Tabel 2.2

Sterfte en hersteltijden van plankton als gevolg van temperatuurschokken van 10-20 °C met maximumtemperaturen van 30-40 °C uitgaande van een inlaattemperatuur van 20 °C .

Plankton groep	Sterfte bij een maximum temperatuur van:			
	30 °C	34 °C	37 °C	40 °C
<i>Zooplankton</i>				
Cladocera	0%	50-80%	95-100%	100%
Copepoda	0%	0%	50%	95%
Rotatoria	0%	0%	0-50%	50-80%
Hersteltijd		5-10 dagen	10-15 dagen	Geen herstel of herstel > 15 dagen
<i>Fytoplankton</i>				
Diatomeeën ¹	0%	<25%	25-50%	>50%
Overigen	0%	0%	0%	0%

Bij onderzoek in de koelwateruitlaat van de centrale te 's-Gravenhage (Koops 1971) werd een duidelijke sterfte geconstateerd van de Cladocera (watervlooien) behorende tot de geslachten *Bosmina* en *Daphnia* bij een watertemperatuur tussen de 34°C en 37°C. Er werd geen schade geconstateerd onder de Rotatoria die daar, qua biovolume, overigens minder belangrijk waren in het zoöplankton. De Zwart (1982) en De Nie (1982) constateerden dat de temperatuur van het koelwater zelf meer van invloed is op de overleving van het zoöplankton in de condensor van een elektriciteitscentrale dan de grootte van de ondergane temperatuursprong. De Zwart (1982) stelt dat de blootstellingduur aan de maximaal toelaatbare temperatuur van 30°C van cruciaal belang is voor de overleving van het zoöplankton. Van Urk & Koolen (1972) merken op dat de letale temperatuur voor een aantal zoöplanktonsoorten ligt tussen de 30 en 35°C.

2.3 Conditioneringseffecten

Om "aangroei" in leidingen door organismen in de koelwaterketen, ook wel biofouling genaamd, tegen te gaan wordt veelal gebruik gemaakt van biocides. Bij aangroei is onderscheid te maken tussen macrofouling, ten gevolge van bijvoorbeeld mosselen en zeepokken, en microfouling, als gevolg van bacteriën. In de meeste situaties wordt "actief chloor" gebruikt als biocide voor aangroeibestrijding. Biocides zijn gemaakt om organismen te doden en dus per definitie toxisch voor de beoogde doelorganismen. Om deze reden is een afgewogen gebruik van deze middelen een absolute randvoorwaarde. Echter vanuit procestechnische- en veiligheidsredenen is gebruik van deze middelen noodzakelijk.

¹ Sterfte aan Diatomeeën voornamelijk bij soorten die alleen in het voorjaar dominant zijn. In de zomermaanden heeft deze sterfte nauwelijks invloed op de planktonsamenvatting.

Conditionering van doorstroomsystemen met actief chloor vindt veelal plaats gedurende de periode april tot en met oktober. Gedurende het voorjaar, wordt de vispopulatie voor een belangrijk deel (in aantal) bepaald door jonge vis hetgeen betekent dat jonge vis indien zij kan worden ingezogen in de koelwaterketen ook wordt blootgesteld aan conditionering met behulp van actief chloor. Conditionering vindt daarbij doorgaans niet continu plaats maar intermitterend. De concentraties voorkomend in koelwaterketens (0,2 – 1 mg FO/l)² bewegen zich op niveaus die uitstijgen boven het niveau van de acute toxiciteit van actief chloor voor vissen (range 0,03 – 0,4 mg FO/l). Toxische effecten voor ingezogen vis zijn dan ook niet uit te sluiten.

Voor plankton variëren de acute toxiciteitsniveaus van 0,02 mg FO/l (acute test bij 30 minuten) tot 1,6 mg FO/l (48 uur test). Kortom ook voor plankton zijn effecten op basis van de concentraties niet uit te sluiten. Wel moet worden gerealiseerd dat de blootstellingsduur bij toxiciteitsexperimenten (48-96 uur voor vis en 0,5 – 96 uur voor plankton) langer is dan de blootstellingsduur die veelal aan de orde is in koelwaterketens. Deze laatste bedraagt maximaal zo'n 15 minuten.

2.4 Combinatie van effecten

Bij de centrale Bergum en de Flevocentrale, zie ook paragraaf 2.1, is onderzocht wat de effecten op vislarven zijn van verschillende maaswijdtes van de zeef en verschillende temperatuurschokken in de koelwaterketen (Hadderingh, 2000). Resultaten van het onderzoek zijn in tabel 2.3 opgenomen. Tijdens het onderzoek bij de centrale Bergum waren de lengtes van spiering en baars respectievelijk 6 – 18 mm en 6 – 11 mm. Het sterftepercentage van spiering na passage van de condensor bedroeg 74. De sterfte was na 24 uur opgelopen naar 87%. Dat wil zeggen dat de helft van de spieringlarven die in eerste instantie de passage van de condensor had overleefd binnen 24 uur alsnog stierf. De sterfte bij larven van baarsachtigen was aanzienlijk lager.

Tabel 2.3

Sterfte van vislarven als gevolg van passage door de koelwaterketen van de centrale Bergum en Flevocentrale (Hadderingh, 2000). Het percentage tussen haakjes is de som van directe en uitgestelde sterfte.

Maaswijdte	ΔT in °C	Uitlaat temperatuur in °C	% sterfte	
			Spiering	baarsachtigen
<i>Centrale Bergum</i>				
5 x 5 mm	6	16,7-24,6	74 (87)	34 (37)
<i>Flevocentrale</i>				
2 x 2 mm	0	12 – 15	52	18
2 x 2 mm	6-7,5	22 – 24	97	49
5 x 5 mm	0	12 – 15	56	19
5 x 5 mm	6-7,5	22 - 24	85	26

Resultaten van onderzoek bij de Flevocentrale laten zien dat de sterfte bij zowel spiering als baarsachtigen als gevolg van een hitteschok beduidend hoger was dan zonder hitteschok. Zo nam bij een

² De afkorting FO staat voor Free oxidant (HOCl & OCl⁻), vrij beschikbaar chloor, uitgedrukt als mg Cl₂/l.

maaswijdte van 2 x 2 mm de sterfte van spiering van 52 tot 97% toe indien een warmteschok van 6-7,5 °C was geïntroduceerd. Bij baarsachtigen was er onder vergelijkbare omstandigheden een sterftetoename van 18 naar 49%. Verder was ook de maaswijdte van invloed op het sterftepercentage. Het beeld is echter niet geheel eenduidig. Zo was bij afwezigheid van een warmteschok de sterfte van zowel spieringlarven als larven van baarsachtigen hoger bij een maaswijdte van 5 mm dan bij een maaswijdte van 2 mm. Echter bij een warmteschok van 6-7,5 °C was de sterfte bij een maaswijdte van 5 mm juist lager dan bij een maaswijdte van 2 mm.

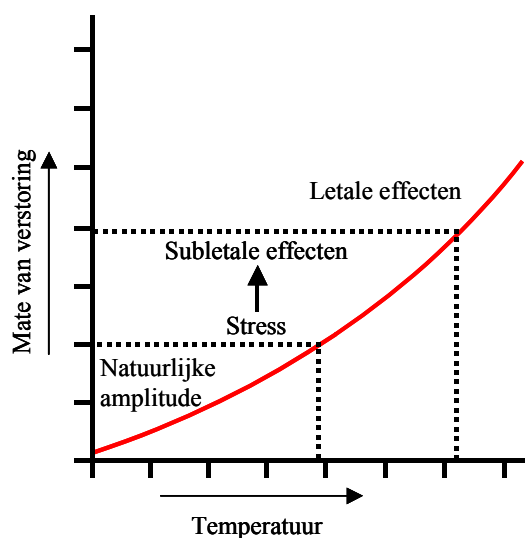
3 Literatuurstudie: Effecten oppervlaktewatersysteem

In dit hoofdstuk staan de effecten van wamtelozingen in het oppervlaktewater centraal. Het gaat daarbij uitsluitend om de temperatuur gevoeligheid van organismen en niet om biociden die gebruikt kunnen zijn in de koelwaterketen. Biociden zijn niet meegenomen, omdat deze niet een item zijn in de CIW-rapportage "Beoordelingssystematiek voor warmtelozingen". De beoordeling van een lozing met daarin biociden vindt plaats via de "Immissietoets voor stoffen".

Een stijging van de watertemperatuur leidt direct tot veranderingen in aanwezige levensgemeenschappen. Deze veranderingen worden in eerste instantie bepaald door een directe respons van de afzonderlijke soorten op de verhoogde omgevingstemperatuur. Deze respons kan worden gezien als een afgeleide van de zogenaamde Q10-relatie die het verband beschrijft tussen de mate waarin de fysiologische activiteit van een soort verandert bij een temperatuurverhoging van 10°C (Figuur 3.1).

Figuur 3.1

Mate van verstoring als functie van de toename van de watertemperatuur.



Wat betreft de omgevingstemperatuur heeft iedere soort voor elk stadium een natuurlijke bandbreedte waarin optimaal functioneren (homeostase intact) mogelijk is. Dit optimale temperatuurtraject is gekoppeld aan de geografische ligging van het leefgebied. Overschrijdt de actuele omgevingstemperatuur de bandbreedte dan ontstaat stress, gevolgd door mortaliteit indien de temperatuur te hoog oploopt of de stress te lang duurt (Iger *et al.*, 1994). De temperatuurtolerantie van aquatische organismen wordt beïnvloed door verschillende factoren.

Van belang zijn het zoutgehalte, de hoeveelheid opgelost zuurstof, de hardheid van het water (Murphy *et al.*, 1976) en fysische factoren zoals druk (Knight-Jones & Morgan, 1966). Zo heeft een combinatie van een veranderende zoutconcentratie en een afnemende zuurstofconcentratie in het water een negatief versterkend effect op de temperatuurtolerantie (Alabaster, 1967; Brett, 1970; Cotter *et al.*, 1982; Yagi & Ceccaldi, 1984).

Bij de beschrijving van de temperatuur gerelateerde effecten is de volgende opbouw gehanteerd:

- Fytoplankton;
- Zoöplankton;
- Macro-evertebraten;
- Vegetatie;
- Vissen;
- Exoten.

3.1 Fytoplankton

Algen staan als primaire producenten aan de basis van de voedselketen. Verschuivingen in de samenstelling als gevolg van thermische verontreiniging worden dus direct vertaald in consequenties voor de hogere trofische niveaus. Het is mogelijk om algen in twee groepen te verdelen: de planktonische algen, die vrij in het water zweven en de sessiele algen die substraat nodig hebben om op te kunnen. Belangrijke taxonomische groepen in de Nederlandse zoete oppervlaktewateren zijn de diatomeeën (kiezelalgen), de groenwieren en de cyanobacteriën (blauwwieren).

Effecten van een toenemende watertemperatuur op fytoplankton en de omstandigheden waaronder deze zijn bepaald zijn in tabel 3.1 beschreven. Uit het overzicht komt naar voren dat vooral effecten zijn waargenomen met betrekking tot de primaire productie en groeisnelheid van algen. Als gevolg hiervan kan waterbloei van algen (zowel blauw-wieren als groenwieren) ontstaan, waardoor de soortensamenstelling verandert. Uiteindelijk leidt dit tot een levensgemeenschap die uit minder soorten bestaat dan de oorspronkelijke.

Tabel 3.1

Effecten van een toenemende watertemperatuur op fytoplankton en de omstandigheden waaronder ze zijn bepaald (Dale & Swartzman, 1984; Dokulil *et al.*, 1993).

Soort fytoplankton	Soort	Omgeving	Effect	Referentie ³
diatomeeën	Diatomeeën	uitstroom warmwaterbronnen	verandering soortensamenstelling	Stockner, 1976
groenwier	Chlorella	laboratorium	afnemende celgrootte en toenemende groeisnelheid	Daletzkaya and Chulanovskaya, 1964
groenwier	Scenedesmus obliquus	laboratorium	Afnemende celgrootte	Margalef, 1954
blauwwier	Oscillatoria brevis	Laboratorium	Toenemende chlorophyll-a gehaltenes	Garnier, 1958, 1962
diatomeeën	Diatomeeën	Pennsylvania river	Afnemende biomassa, verandering in soorten samenstelling het grootst bij 24°C, toenemende groeisnelheid	Patrick, 1968
groenwier	Chlorella		Toenemende primaire productie	Sorokin, 1959, 1967
Diatomee	Coscinodiscus asteromphalus	Laboratorium	toenemende groeisnelheid	Werner, 1971
Diatomee	Thalassiosira rotula	Laboratorium	Toenemende groeisnelheid	Sobone, 1974
blauwwier	Anacystis nidulans	Laboratorium	toenemende groeisnelheid	Sangar and Dungan, 1972
Diatomee	Achnanthes exigua	Warmwaterbronnen	Afnemende respiratie, toenemend gehalte aan chlorofyl a, toenemende groeisnelheid	Fairchild, 1971
blauwwier	Synechococcus lividus	Laboratorium	Toenemende groeisnelheid	Meeks en Castenholz, 1971
levens- gemeenschappen		Sabine river, Green river, Delaware river	Verandering in soorten samenstelling, minder soorten	Cairnes, 1965; Patrick, 1968; Trembley, 1960, 1965
levens- gemeenschappen		Energie Centrale	Minder soorten en verandering soortensamenstelling > 30C	Stangenberg & Pawlaczyk, 1961
levens- gemeenschappen		Golf van Triest	Geen veranderingen	Specchi, 1972
levens- gemeenschappen		Pamlica river	Toenemende primaire productie	Davis, 1972
levens- gemeenschappen		South Creek estuary	Toenemende biomassa en toenemende primaire productie en respiratie in de zomer	Copeland and Davis, 1972

³ De referenties zijn uit de genoemde literatuurbronnen overgenomen en niet gecheckt.

De Zwart (1982) constateert in een literatuurstudie dat, bij lozingspunten, zeer locale veranderingen in biomassa, soortensamenstelling, diversiteit en productiviteit kunnen worden waargenomen. Op enige afstand van het lozingspunt worden geen effecten meer verwacht. Van Urk en Koolen (1972) concludeerden, eveneens op basis van literatuurgegevens, dat onder invloed van thermisch effluent een verschuiving optreedt van diatomeeën naar groenwieren en vervolgens naar cyanobacteriën. Dit laatste kan overigens mede het gevolg zijn van een verandering in de samenstelling en de dichtheid van de visstand door (over-)bevissing van specifieke soorten, eventueel in combinatie met warmtelozing. Een afname van de primaire productie en een acute mortaliteit bij het fytoplankton wordt in het zoete water onwaarschijnlijk geacht bij een omgevings-temperatuur lager dan 30 °C. Cyanobacteriën bereiken in het algemeen een maximale groeisnelheid bij 20 °C of hoger (Robarts & Zohary, 1987; Tilman & Kiesling, 1984). Deze optimum temperatuur voor de groei van cyanobacteriën is in het algemeen hoger dan dat van groenalgen, die het best groeien bij een gemiddelde temperatuur tussen 15 °C en 20 °C (Tilman & Kiesling, 1984), terwijl het temperatuuroptimum voor diatomeeën daar weer onder ligt. Het relatief hoge temperatuuroptimum voor cyanobacteriën in combinatie met de naar verhouding geringe lichtbehoefte en de mate van eutrofiëring van het Nederlandse oppervlaktewater is een verklaring voor het feit dat deze 's zomers vaak dominant zijn in de relatief ondiepe Nederlandse oppervlaktewateren (Visser, 1995). Deze dominantie leidt overigens niet automatisch tot een waterbloei van cyanobacteriën. Een directe relatie tussen het dominant voorkomen van cyanobacteriën en koelwaterlozingen is niet aangetoond.

Sessiele algen leven vastgehecht op de waterbodem en in de oeverzone. Verschuivingen binnen levensgemeenschappen zijn al waarneembaar bij een watertemperatuur hoger dan 20°C (Humpesch *et al.*, 1981; Patrick, 1974). Deze verschuivingen leiden tot een verarming van de soortenrijkdom, terwijl een verhoogde watertemperatuur leidt tot een toename van de totale biomassa (Brock, 1975). Verschuiving in de soortensamenstelling werd ook waargenomen in onderzoek van Hickman & Klarer (1974; 1975). Lozing van koelwater in Lake Wabamum (Alberta, Canada) veroorzaakte verschillende effecten bij epifytische algen. Gedurende het groeiseizoen bedroeg de temperatuurverhoging in het uitlaatgebied ongeveer 7°C (max. 28°C). Tijdens de winter, in de periode met ijsbedekking in de rest van het meer, was de watertemperatuur in het uitlaatgebied 18-20°C. Met de verhoging van de watertemperatuur werd in feite het groeiseizoen verlengd. Een langer groeiseizoen veroorzaakte een uitbreiding van het voorjaarsmaximum van de soorten *Achnanthes minutissima*, *Diatoma elongatum*, *Fragilaria capucina*, *F. vaucheriae*, *Gomphonema parvulum* en *Oedogonium* sp. De soort *Stigeoclonium tenue* breidde het najaarsmaximum uit tot in de winter, terwijl *Cocconeis placentula* en

Gomphonema gracile in staat waren hun najaarsmaximum uitbreiden tot in het voorjaar. De groei van *Epithemia turgida*, *Mougeotia* sp, *Amphipleura pelucida*, *Nitzschia fonticola* en *Rhopalodia gibba* werd sterk negatief beïnvloed. Als kritieke temperatuur werd 20°C opgegeven. Evenals door anderen reeds geconstateerd waren in het door het thermisch effluent beïnvloedde deel van het meer veel minder soorten aanwezig, maar de totale biomassa was hoger. Deze toename van de biomassa werd overigens voornamelijk veroorzaakt door de vorming van flab (floating alga beds) met een bloei van groenwierensoorten uit de geslachten *Oedogonium* en *Spirogyra*. Afhankelijk van de omvang en de dichtheid ervan kan de vorming van flab leiden tot:

- een verminderde instraling van zonlicht in diepere waterlagen waardoor verschuivingen kunnen optreden in de samenstelling van het fytoplankton;
- een pO₂ verlaging in het water wanneer in het najaar een verhoogde afbraak plaats vindt. Hierdoor kan zuurstofgebrek optreden bij de vissen.

3.2 Zoöplankton

Een verhoging van de watertemperatuur heeft een duidelijk effect op de groei- en reproductiesnelheid van het zoöplankton (De Mott, 1989). Bij toename van de watertemperatuur begint *Daphnia magna* zich eerder voort te planten (McKee & Ebert 1996). De Wit (mondelinge mededeling) vond dat *Daphnia* soorten langer leven bij 10°C en zij vond eveneens een hogere groei- en reproductiesnelheid bij 20°C. Orcutt & Porter (1983) concludeerden dat bij voldoende voedselaanbod de levensduur en de groeisnelheid van *Daphnia* niet temperatuurafhankelijk is. Blijft het voedselniveau gelijk, dan zal echter een hogere watertemperatuur wel leiden tot groei-limitatie (Neill, 1981; Orcutt & Porter, 1984). Bij een toenemende temperatuur neemt, naarmate de dieren groter zijn, boven 20 °C de stofwisselingsnelheid van *Daphnia pulex* sneller toe dan de voedselopname (Lynch, 1977; Lampert, 1977). Dit houdt in dat voedsellimitatie een sterke rol speelt in een stresssituatie veroorzaakt door thermische verontreiniging.

3.3 Macro-evertebraten

Ten behoeve van dit literatuuronderzoek zijn de ongewervelde dieren in twee hoofdgroepen ingedeeld: sessiele en mobiele soorten. Onder sessiele ongewervelde dieren worden de soorten verstaan die als volwassen dieren in de bodem leven of zich hebben vastgehecht op hard substraat. Tot de mobiele soorten worden de ongewervelde dieren gerekend die zich in het volwassen stadium vrij in de waterkolom kunnen bewegen; het betreft in het algemeen uitsluitend Crustacea (kreeftachtigen).

Volgens Yeung (1983) en Bamber (1990) bedraagt de gemiddelde letale temperatuur voor Amphipoda (vlokkreeften) en Isopoda (pissebedden) 33 tot 34 °C.

Bij een aantal soorten werd een duidelijke verlenging geconstateerd van de groei- en reproductieperiode. Uit een studie van Hadderingh *et al.* (1987) naar het effect van warmtelozing door de Flevocentrale bleek dat het slakje *Ancylus fluviatilis* (Ronde beekmuts) sterk werd beïnvloed door de hogere temperatuur van het koelwater. Reproductie vond één tot drie maanden eerder plaats en in de warmtepluim van de koelwateruitlaat werden in de zomer hoge dichtheden van deze soort aangetroffen. Tot een temperatuur van 27 °C werd een positieve correlatie tussen de dichtheid en de temperatuur geconstateerd. Een temperatuur hoger dan 30 °C schijnt echter nadelig te zijn (Adamek & Obrdlik, 1977). Zij vonden in de rivier Oslava bij een temperatuur hoger dan 31 °C geen enkel exemplaar meer. Dit in tegenstelling tot Langford (1971), die nog wel bij een temperatuur van meer dan 30 °C benedenstrooms van een elektriciteitscentrale exemplaren van deze soort verzamelde.

Tenslotte is het belangrijk te melden dat plaatsen waar koelwater wordt geloosd aantrekkelijk zijn voor warmteminnende soorten. Wat betreft de Nederlandse situatie zijn dat voornamelijk soorten die van nature niet in ons land thuis horen maar zich hebben weten te vestigen omdat ze bewust dan wel onbewust zijn uitgezet (Bij de Vaate *et al.*, 2002; Van der Velde *et al.*, 2002). Met name in de wintermaanden, wanneer de natuurlijke watertemperatuur letaal kan worden voor deze groep van organismen, vormen de warmtelozingspunten een refugium. Van daaruit kan opnieuw rekolonisatie plaats vinden. Voorbeelden van soorten die duidelijk profiteren van thermische verontreiniging zijn de beide korfmosselsoorten *Corbicula fluminea* (Aziatische korfmossel) en *C. fluminalis* (toegeknepen korfmossel), de slak *Melanoides tuberculata*, die werd aangetroffen in een koelwaterpluim in het Twentekanaal (Bij de Vaate *et al.*, 1994), en de slak *Physella acuta* (Hadderingh, 1975).

Bij de vlokreeft *Dikerogammarus haemobaphes*, een Ponto-Caspische soort die sinds enige jaren in Nederland voorkomt (Bij de Vaate *et al.*, 2002) constateerde Kititsyna (1980) een ononderbroken reproductie gedurende het gehele jaar in koelwaterbassins van een elektriciteitscentrale. Onder lokale natuurlijke omstandigheden vindt reproductie plaats van april t/m oktober. De temperatuursrange waarbij de soort werd waargenomen bedroeg 6 tot 30 °C.

3.4 Vegetatie

Effecten van thermisch effluent worden zowel bij ondergedoken waterplanten als bij oevervegetatie geconstateerd. Beiden groepen van waterplanten zijn belangrijke biotopen voor andere aquatische organismen zoals vissen en ongewervelde dieren, waardoor ook neveneffecten bij deze beide laatste diergroepen kunnen optreden. Uit verschillende publicaties blijkt een direct verband tussen thermische verontreiniging en het voorkomen van ondergedoken waterplanten. Voor fonteinkruiden (*Potamogeton* sp.) wordt vooral vermeld dat deze soort sterk achteruit gaat bij hogere temperaturen (> 25 °C) (Svensson & Wigren-Svensson, 1992). Daarnaast wordt de ontkieming van

fonteinkruiden geremd wanneer het water in het vroege voorjaar warmer is dan 5-7 °C. Rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*) heeft overigens een optimale ontkiemingstemperatuur van 15-20 °C. De temperatuur bleek een belangrijker factor dan de daglengte bij de ontkieming (Flint & Madsen, 1995). Glanzig fonteinkruid (*P. lucens*) is sinds 1976 sterk achteruitgegaan in het Bergumermeer maar er zijn geen argumenten dat dit veroorzaakt is door het koelwater van de Bergumermeercentrale (Koops, 1979). Voor kranswieren (*Chara* sp.) betekent een verhoging van de natuurlijke temperatuur een sterke achteruitgang in de bedekking (Svensson & Wigren-Svensson, 1992). Wanders *et al.* (1980) geven aan dat de bladeren van de watergentiaan (*Nymphoides peltata*) bij de koelwateruitlaat van de Bergumermeercentrale groter waren dan in het gebied rondom de inlaat. Daarbij kwam dat de bladeren bij de inlaat een maand eerder verdwenen waren. Ook werd geconstateerd dat de vegetatie bij de koelwateruitlaat ongeveer drie weken eerder in bloei kwam en dat daar een maand langer bloei werd geconstateerd.

Svensson & Wigren-Svensson 1992 vonden in Zweedse koelwaterbassins een verlengd groeiseizoen bij de oeverplanten riet (*Phragmites australis*) en bies (*Scirpus lacustris*) als gevolg van een verhoogde watertemperatuur (25 °C) en als gevolg daarvan ook een verhoogde uitbreidingssnelheid van beide soorten. Dit laatste werd mede veroorzaakt door het feit dat in de winter minder schade aan de begroeiing plaats vond vanwege een verminderde ijsvorming. Onderzoek aan schorrenplanten, uitgevoerd in een kas, waarbij het effect van een verhoogde watertemperatuur werd bestudeerd op de groei van deze planten na een inundatieperiode van 2, 4 en 8 dagen (Vink-Lievaart *et al.*, 1984, Geltink, 1983), leverde de volgende conclusies op:

- na de inundatie werd bij rood zwenkgras (*Festuca rubra*) een verminderde groei en conditie waargenomen bij een toename van de watertemperatuur;
- schorrezoutgras (*Triglochin maritimum*) ondervond eveneens een negatieve invloed op de groei naarmate de watertemperatuur steeg;
- voor lamsoor (*Limonium vulgare*) gold het omgekeerde: hoe hoger de watertemperatuur van het inundatiewater, des te beter de groei;
- zilte rus (*Juncus gerardii*) ondervond geen aantoonbare invloed van de verhoogde watertemperatuur op de groei; een verlengde inundatieduur had echter wel een negatieve invloed;
- bij zeeweegebree (*Plantago maritima*) was eveneens geen invloed aantoonbaar van een verhoging van de watertemperatuur tot 24 °C, wel werd een negatieve invloed waargenomen bij een inundatie van vier tot acht dagen waarbij de watertemperatuur verhoogd was tot 36 °C.

3.5 Vis

Uit laboratoriumexperimenten blijkt dat de tolerantie van vissen voor hoge temperaturen per vissoort sterk kan verschillen bij een korte

blootstellingstijd (Tabel 3.2 en Bijlage 3). Tolerantie hangt ook af van andere factoren zoals de acclimatisatietemperatuur en het zuurstofgehalte. Voor de meeste zoetwatervissen ligt de letale temperatuur boven de 30 °C met maxima bij 35 à 36 °C voor soorten als blankvoorn, brasem en snoekbaars.

Tabel 3.2

De letale watertemperatuur van enige standvissoorten en de omstandigheden waaronder ze zijn bepaald.

Soort	Letale temp. (°C)	Acclimatisatie-Temp. (°C)	Duur blootstelling	Omgeving	Referentie
Blankvoorn	27,3;				Alabaster, 1964; Alabaster & Lloyd, 1980; Brett, 1970; Marteijn <i>et al.</i> , 1994; Sadler, 1979
	29,4;	15; 20; 25	1.000 min.	Lab.	
	31,6				
	33,2;	19,8; 27,4		Veld	
	36,1				
	27,8;	15; 20; 25	100 min.	Lab.	
	30,2;				
	32,6				
Baars	24;				Alabaster, 1964; Alabaster & Lloyd, 1980; Brett, 1970; Sadler, 1979
	28;				
	29,7	6; 15; 20	1.000 min.	Lab.	
	24,8;	6; 15; 20	100 min.	Lab.	
	28,2;				
	30,5				
	33;	20,8; 27,8	100 min.	Veld	Horoszewicz, 1973
	35,8				
Brasem	30,2	20	1.000 min.	Lab.	Alabaster, 1964; Alabaster & Lloyd, 1980; Brett, 1970; Sadler, 1979
Ruisvoorn	31,8	20	100 min.		
	31,2	20	1.000 min.	Lab.	Alabaster, 1964
	32,5	20	100 min.	Lab.	
Pos	28,1;	15; 20	1.000 min.	Lab.	Alabaster, 1964; Alabaster & Lloyd, 1980; Brett, 1970; Sadler, 1979; Saft, 1996
	30,4				
	28,6;	15; 20	100 min.	Lab.	
	30,7				
	34,5	24,1; 25,7	100 min.	Veld	
	30,2;				
	32;				
Zeelt	33,8	15; 20; 25	1.000 min.	Lab.	Alabaster, 1964
	31,2;	15; 20; 25	100 min.	Lab.	
	33,2;				
	35,2				
Alver	37,7	25,7; 26,2			Alabaster & Lloyd, 1980; Brett, 1970; Sadler, 1979

Riviergrondel	27,2; 28,6 28,2; 29,6	15; 20 15; 20	1.000 min. 100 min.	Lab. Lab.	Alabaster, 1964
Winde	26,6; 27,2	12; 18			Alabaster & Lloyd, 1980; Brett, 1970; Sadler, 1979
Snoekbaars	35,4	25		Lab.	Alabaster & Lloyd, 1980; Brett, 1970; Sadler, 1979
	35,4; 37	23,4; 25,6		Veld	

Tot de zoetwatersoorten waarvoor de letale temperatuur relatief laag is behoren de zeeforel (26-27 °C) en de spiering (26-29 °C). Voor zeevissensoorten liggen de letale temperaturen overigens lager (zie "Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu").

Naast letale temperaturen is ook het effect van opwarming van belang. Wat het effect is van de opwarming van rivierwater op het binnentrekken van migrerende zalm en zeeforel is niet helemaal duidelijk. In de "grijze literatuur" wordt aangenomen dat er een temperatuurdrempel kan ontstaan wanneer de rivierwatertemperatuur te veel afwijkt van de zeewatertemperatuur. Bij de Vaate & Breukelaar (2001) vonden in hun onderzoek naar de migratie van zeeforel in Nederland in elk geval geen negatief effect als gevolg van het feit dat het rivierwater warmer was dan het zeewater. Het leek er zelfs op dat gedurende zo'n situatie meer intrek plaats vond. Dit kan echter ook een seizoenseffecten zijn omdat de landinwaartse trek vooral in de maanden mei t/m juli plaats vindt. In die periode warmen de relatief ondiepe binnenwateren sneller op dan de veel diepere Noordzee. In een studie van het Waterloopkundig Laboratorium (Sonneveldt & Baart, 1996) is ook gekeken naar de mogelijke barrière van thermische lozingen in de Rijnmond. Het verschil in watertemperatuur tussen het rivierwater en het zeewater (het temperatuurvenster) zou niet meer mogen zijn dan 1 °C. Dat zou dus betekenen dat een lozingspluim, met een temperatuur van meer dan 1°C, een thermische barrière vormt voor zalmachtigen. De modelmatig berekende temperatuurverhoging bleek maximaal enkele graden te zijn in de Eemshaven. Op de rivier was de maximale temperatuurverhoging echter 0,4 °C, waarmee de in dit rapport genoemde "kritische grens" van 1 °C niet werd overschreden. In de zomer bleek echter dat de temperatuur van het zeewater bij Maassluis tot circa 3 °C lager was dan die van het rivierwater (dit verschijnsel is overigens normaal gezien de trage opwarming van zeewater). Dit lijkt echter geen probleem aangezien uit een literatuurstudie van Hadderingh (1994²) blijkt dat salmoniden vanuit Britse estuaria zonder belemmering de warmere rivieren opzwemmen bij temperatuurverschillen van 3 tot 9 °C.

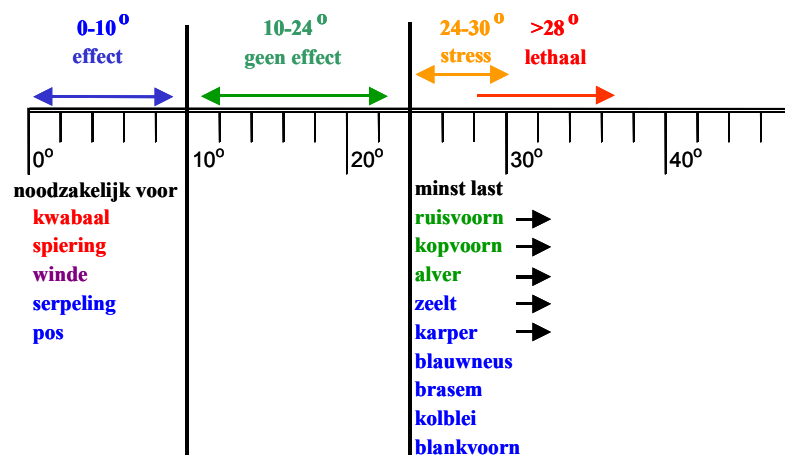
Smolts van Atlantische zalm en zeeforel trekken in de periode april/mei naar zee. In deze periode is de natuurlijke watertemperatuur nog laag, tussen circa 10 en 15 °C. Omdat smolts zich min of meer passief stroomafwaarts bewegen kunnen ze in contact komen met water dat 7 °C is opgewarmd. De vis kan hierbij een temperatuurschok ondervinden. De invloed van een verhoogde temperatuur van het Rijnwater op de fysiologie, huid en kieuwen van salmoniden en van hun gedrag is onderzocht onder laboratorium- en praktijkomstandigheden. In laboratoriumexperimenten is nagegaan of zalmsmolts en jonge beekforel een ontwijkgedrag vertonen voor een verhoogde temperatuur (Haddingh, 1994^b). De experimenten betroffen de reactie op een gesimuleerde koelwaterpluim bij een temperatuurverschil van maximaal 7 °C. De achtergrondtemperatuur was 14-15 °C, dit is de watertemperatuur die ook in de rivieren aanwezig is in de periode april/mei, wanneer de stroomafwaartse migratie van smolts plaatsvindt. De zalmsmolts vertoonden een significante voorkeur voor het niet opgewarmde water bij een temperatuurverschil van 5 °C en hoger. De afkeerreactie voor het warme water nam toe tussen een ΔT van 4 en 7 °C. De jonge beekforel vertoonde reeds een significante afkeerreactie voor het warme water vanaf een ΔT van 1 °C. De resultaten tonen aan dat jonge salmoniden een koelwaterpluim kunnen detecteren en vermijden. Het werkelijke gedrag bij een koelwaterpluim in een rivier zal evenwel afhangen van diverse factoren als: omvang, vorm en gradiënt van de pluim en de vorm van het ontvangende water. Om dit te onderzoeken zijn telemetrische onderzoeksmethoden bij een koelwaterpluim noodzakelijk.

Een ander effect van opwarming van het oppervlaktewater is het feit dat sommige vissoorten een lage temperatuur voor reproductie nodig hebben. Wordt deze temperatuur in de wintermaanden niet meer gehaald dan zal de reproductie stagneren, soorten doen verdwijnen en leiden tot een lagere diversiteit van vissoorten. Verhoging van de temperatuur in perioden wanneer deze lager is dan 10 °C leidt tot een lagere reproductie bij vissen die in het vroege voorjaar paaien. Het gevolg is dat het ontvangende water ongeschikt wordt voor deze vissen. Een overzicht is in figuur 3.2 gegeven.

Figuur 3.2

Temperatuureisen van enkele vissoorten.

- rood: viseter;
- blauw: macrofauna-eter;
- paars: vis-/macrofauna-eter;
- groen: vegetatie-/macrofauna-eter.
- Een pijl achter de soort geeft aan dat deze temperaturen >28°C kan verdragen



3.6 Exoten

Thermische verontreiniging heeft een positieve invloed op warmteminnende allochtone organismen (exoten) en "near fields" kunnen gedurende de wintermaanden zonnig fungeren als refugia. Een stijging van de watertemperatuur heeft een positieve invloed op de populatiedynamica van deze soorten (o.a. betere groei en reproductiemogelijkheden) waardoor ze in het totale ontvangende water geduchte concurrenten kunnen worden van inheemse soorten die dezelfde niche bezetten.

De vele exoten die inmiddels in de Nederlandse oppervlaktewateren worden aangetroffen hebben geleid tot levensgemeenschappen die sterk afwijken van ongestoorde referenties. De meeste soorten (Bijlage 4) kunnen als ingeburgerd worden beschouwd. Sommige soorten (o.a. de driehoeksmossel) hebben een negatieve invloed op het gebruik van koelwater omdat zij zich massaal in de koelwaterleidingen kunnen vestigen. Hierdoor neemt de weerstand in de leidingen toe waardoor een afname van het debiet optreedt. Belangrijke oorzaken voor de verspreiding van exoten zijn de scheepvaart (transport in ballastwater of gehecht aan de scheepsromp) en het verbinden van stroomgebieden middels scheepvaartkanalen (bijvoorbeeld Main-Donaukanaal) (Bij de Vaate *et al.*, 2002).

In hoeverre allochtone vissen profijt hebben van thermische verontreinigingen is onduidelijk. Slechts een beperkt aantal kan als thermofiel worden gekarakteriseerd. Zij kunnen zich in principe uitsluitend voortplanten in de omgeving van plaatsen met opgewarmd water als daar de geschikte paaihabitat aanwezig is (Afrikaanse meerval, graskarper, gup). Belangrijke vectoren die van invloed zijn op de verspreiding van exoten zijn de commerciële visteelt, de siervishandel en het verbinden van stroomgebieden middels scheepvaartkanalen (bijvoorbeeld Main-Donaukanaal).

Voor de Nederlandse situatie is slechts een zeer beperkte hoeveelheid informatie beschikbaar over de distributie van pathogene micro-organismen in oppervlaktewater in relatie tot industriële koeling. Door opwarming van het oppervlaktewater als gevolg van klimaatverandering en koelwaterlozingen, ligt het in de verwachting dat het aantal soorten en de dichtheid van thermofiele pathogenen zal toenemen. De toename van soorten zal vooral worden veroorzaakt door introducties die het gevolg zijn van de internationale handel (o.a. via ballastwater en de handel in dieren) en het verbinden van stroomgebieden, zoals die van Rijn en Donau via het Main-Donaukanaal.

Belangrijke voorwaarden voor groei van (pathogene) amoeben zijn de aanwezigheid van nutriënten- en zuurstofrijke biofilms en warmte in de warmtewisselaar. In de warmtewisselaar vindt een continue flux plaats van nutriënten en nieuwe (pathogene) micro-organismen naar de biofilm vanuit het ingenomen (on)behandelde oppervlaktewater en vice

versa. Hieruit volgt dat met name recirculatie koelwaterketens een hoge potentie hebben om te fungeren als "bioreactor" en daardoor als mogelijke infectiebron voor mens en dier. Uit de studies van de Electricité de France (Dive *et al.*, 1981; Pringuez, 2001) aan de vrijlevende amoebe *Naegleria fowleri*, die het oppervlaktewater door geloosd koelwater afkomstig van recirculatiesystemen in de directe omgeving van industriële systemen had besmet, blijkt dat de watertemperatuur direct positief gecorreleerd is met de dichtheid. *Naegleria fowleri* is dan ook een soort die een potentiële bedreiging vormt voor de volksgezondheid.

4 Literatuurstudie: Praktijk ervaringen

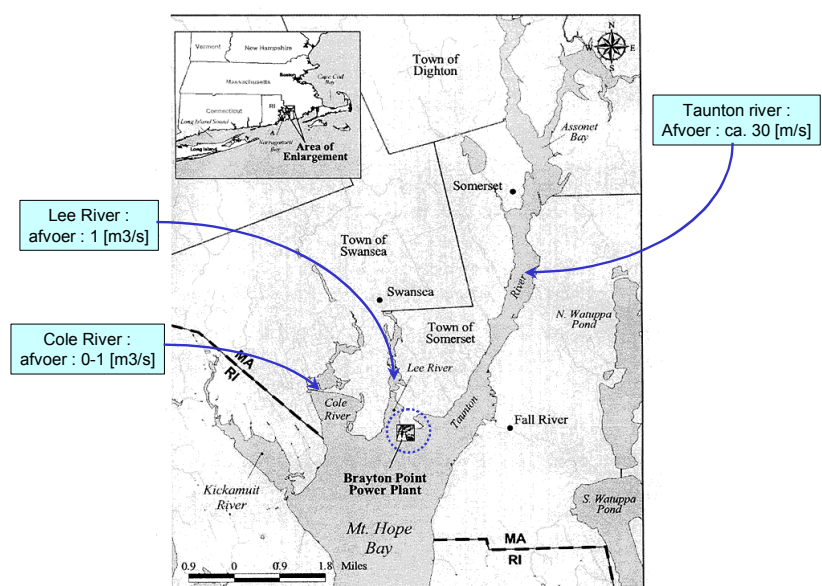
In de hoofdstukken 2 en 3 zijn effecten in de koelwaterketen respectievelijk het ontvangende oppervlaktewatersysteem beschreven. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op een tweetal praktijksituaties en de ervaringen die zijn opgedaan in warme zomer van 2003. Ten eerste wordt ingegaan op een koelwaterlozing op Mount Hope Bay in de Verenigde Staten en ten tweede op een koelwaterlozing op het Bergumermeer in Friesland. De case Mount Hope Bay is opgenomen, omdat daar duidelijke effecten in de visstand zijn waargenomen in relatie tot veranderingen in de koelwaterlozing. Er is geen andere literatuur aangetroffen waar een dergelijke situatie zo compleet is beschreven. Het betreft hier een buitenlands voorbeeld hetgeen meteen de vraag oproept of dergelijke effecten ook kunnen optreden in de "Nederlandse situatie". Om deze reden is ervoor gekozen om ook een Nederlands voorbeeld te beschrijven. Gekozen is de lozing van Bergumermeer centrale op het Bergumermeer, die interessant is door de geringe omvang van het meer in relatie tot de koelwaterlozing.

4.1 Mount Hope Bay

De elektriciteitscentrale Brayton Point Station in de VS loost op de Mount Hope Bay die 20 km verderop uitmondt in de Atlantische Oceaan (zie figuur 4.1). In de Mount Hope Bay, waar de getijde invloed vanuit de Oceaan nog merkbaar is, komen verschillende vissoorten voor, waaronder een specifieke botsoort, de Winter Flounder. Deze vis, met name het juveniele stadium, heeft voorkeur voor de ondiepe wateren, zoals estuaria. Paai vindt plaats in deze ondiepe wateren. Volwassen vis, vanaf 3 jaar trekt in zomerperiode naar diepere wateren om vervolgens vervolgens in najaar terug te keren naar ondiepere wateren (www.nyseagrant.org).

Figuur 4.1

Situatieschets van elektriciteitscentrale
Brayton Point Station



Zowel het larvale als het juveniele stadium wordt doorgebracht in relatief ondiepe wateren. Na circa 2 maanden ondergaat de juveniele Winter Flounder een metamorfose. De vis verandert van symmetrische vis naar platvis, waarbij één van de ogen migreert naar de andere zijde. Dergelijke metamorfoses vergen veel energie, hetgeen ten koste kan gaan van de conditie van de vis.

In het voorjaar trekken juveniele Winter Flounders massaal naar de riviermondingen, om vervolgens de rivier op te trekken, waarbij vervolgens de juveniele vis de stroomsnelheid van de rivier moet overwinnen. Daar waar de stroomsnelheid van de rivier overeenkomt met de maximale snelheid die vislarven of juveniele vis kan weerstaan zal verdichting van de populatie ter plaatse optreden. Als dit gebeurt in de buurt van het inzuigingsgebied van de koelwaterinlaat neemt de kans op inzuiging toe. De locatie van innamepunt van koelwater is in dit verband cruciaal.

In de periode van 1963 tot 1984 zijn een aantal wijzigingen doorgevoerd bij Brayton Point Station (tabel 4.1). Zo is in de periode 1963-1982 de maximum warmtevracht toegenomen van 620 MW tot 2.265 MW. In deze periode is tevens het maximum debiet toegenomen van 13 m³/s tot 44 m³/s, waarbij alleen water uit de Taunton River is onttrokken. Na 1984 is daar een tweede onttrekking aan de Lee River bijgekomen. Deze tweede onttrekking heeft een maximum debiet van 24 m³/s. De Taunton en Lee River hebben in het voorjaar een gemiddelde afvoer van ongeveer 30 respectievelijk 1 m³/s.

Tabel 4.1

Enkele kenmerken van elektriciteitscentrale Brayton Point Station (bron: EPA New England, Clean Water Act NPDES Permitting Determinations for thermal Discharge and cooling Water Intake from Brayton Point Station in Somerset, MA, 2002)

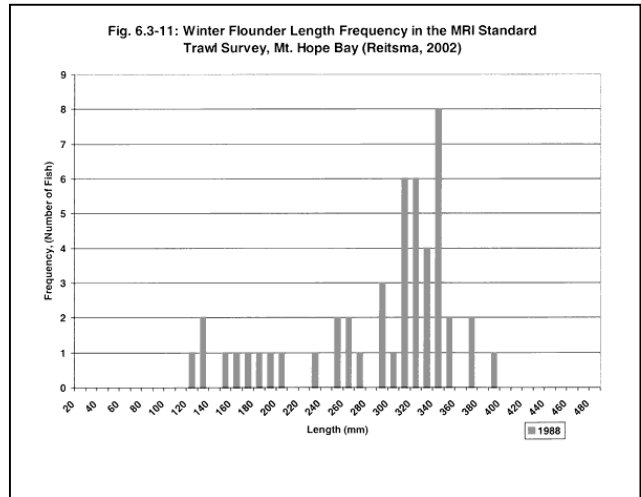
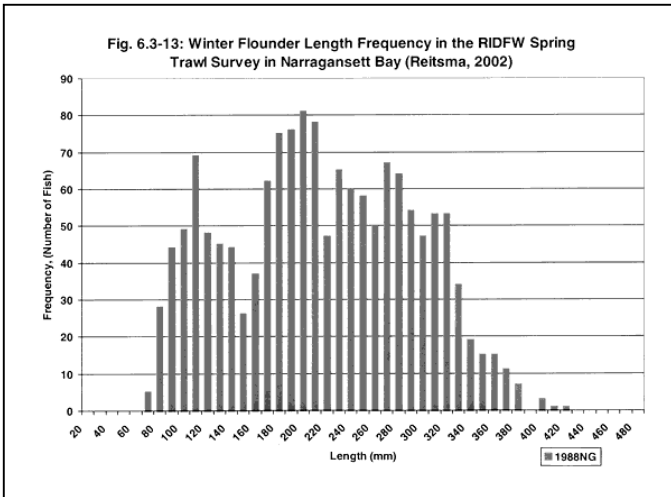
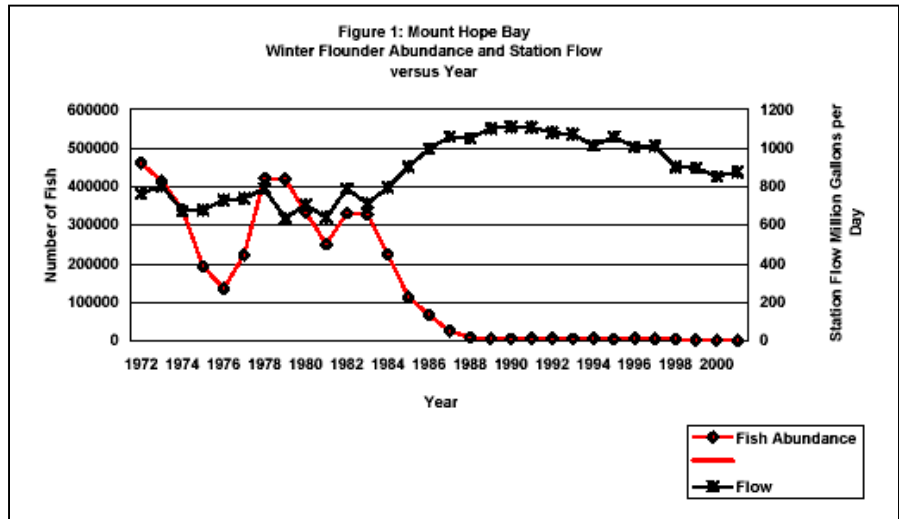
Jaar	Max. debiet in m ³ /s	Ratio: Q_{kw}/Q_{afv}		ΔT in °C	T-max in °C	P-max in MW
		Lee river	Tauntonriver			
1963	13	0	0,4	11	32	620
1964	27	0	0,8	11	32	1380
1969	40	0	1,25	11	32	1865
1979	40,4	0	1,25	12	35	2040
1982	44,2	0	1,4	12	35	2265
1984	64	24	2	12	32	3280
2000	64	24	2	12	32	3280

De uitbreidingen van Brayton Point Station hebben duidelijke gevolgen gehad voor de populatie Winter Flouders in Mount Hope Bay, zoals is weergegeven in figuur 4.2. Uit de figuur volgt dat vanaf 1983 het koelwaterdebiet sterk is toegenomen, terwijl tevens vanaf dat jaar de populatie Winter Flounders desastreus is afgenomen. Deze afname van de populatie Winter Flounders valt tevens samen met de ingebruikname van de tweede onttrekkingsloactie voor koelwater. Bovendien valt op dat met name jonge vis in de Mount Hope Bay ondervertegenwoordigd is in vergelijking met een naburige baai waar géén koelwateronttrekking plaatsvindt. Over het gebruik van biocides in de beschreven periode zijn géén exacte kwantitatieve data voorhanden. In de laatste vergunning is het gebruik van actief chloor

op jaarbasis gelimiteerd tot ongeveer 15 kg/MWth. Bij deze hoeveelheid zijn grote effecten in het ontvangende water in de beschouwde situatie niet te verwachten.

Figuur 4.2

Effecten van koelwateronttrekking op Winter Flounder populatie (www.gov/region1/braytonpoint)



Gezien het voorgaande zijn er sterke aanwijzingen dat de oorzaak van de afname van de Winter Flounder populatie moet worden gezocht in de hoek van de toename van de onttrekking en een tweede onttrekkingslocatie. Het gebruik van biocides hebben naar alle waarschijnlijkheid geen rol gespeeld. Daarnaast is met name jonge vis afwezig, hetgeen een aanwijzing is voor het overmatig afvangen van jonge vis.

Uit de literatuur (Videler J. J., 1993) is bekend dat vislarven ongeveer een stroomsnelheid kunnen weerstaan (v_{max}) ter grootte van 3 keer hun lengte. Dit is gebaseerd op onderzoek naar diverse vissoorten, waaronder verschillende forellensoorten, karper, kroeskarper, aal, houting en serpeling. In het biologische voorjaar kan worden gerekend met een gemiddelde lengte van respectievelijk 0,5 cm voor vislarven en 2 cm voor juveniele vis. Dit resulteert in een maximale snelheid (v_{max}) die kan worden weerstaan van respectievelijk 0,015 m/s voor vislarven en 0,06 m/s voor juveniele vis.

Om goed inzicht te krijgen in de precieze invloed van de onttrekkingen van Brayton Point Station op de stroomsnelheden zijn uitgebreide modelleringen noodzakelijk. Vervolgens is inzicht nodig in de exacte locaties waar larven en juveniele Winter Flounders zich ophouden. Deze gedetailleerde informatie is op dit moment niet beschikbaar. Wel is bekend dat vislarven van de Winterflounder zich ophouden in de ondiepe gedeeltes van de baai en in het voorjaar de juveniele vissen de rivier optrekken. Op basis van de beschikbare informatie is in het navolgende getracht een indicatief beeld te schetsen van de invloed van koelwateronttrekking in de situatie van de Mount Hope bay.

Tabel 4.2

Dimensies van het watersysteem waerop wordt geloosd en onttrokken (bron: EPA New England, Clean Water Act NPDES Permitting Determinations for thermal Discharge and cooling Water Intake from Brayton Point Station in Somerset, MA, 2002)

watersysteem	Afvoer m ³ /s	Breedte [m]		Diepte m	Kombergings volume per getijdeslag m ³	Gem. getijde- debiet m ³ /s
		Max ¹⁾	gem.			
Taunton river	30	1150	400	2 ¹⁾	2,2 · 10 ⁶	100
Lee river	1	250	200	2 ¹⁾	0,32 · 10 ⁶	15
					Volume [10 ⁶ m ³]	
Mount Hope bay				5,5 ²⁾	200	700

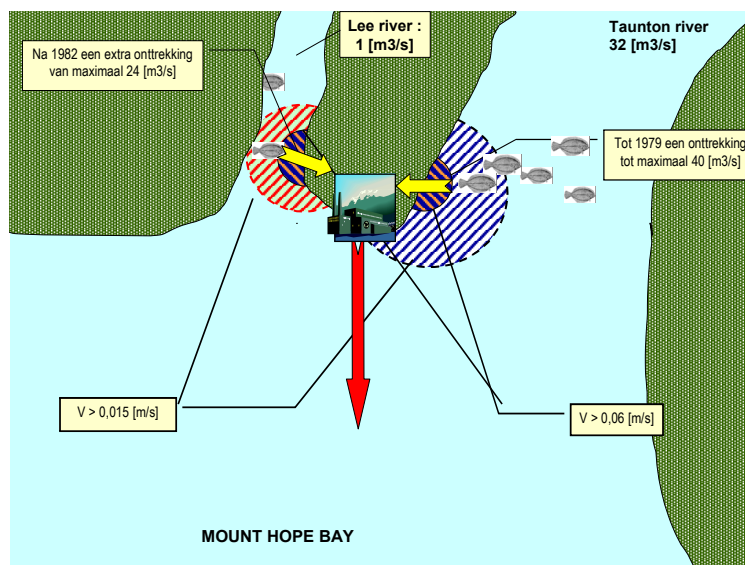
¹⁾ ter hoogte van het onttrekkingspunt

²⁾ gemiddelde diepte

Hierbij moet rekening worden gehouden met de getijde-invloed, afvoer van de rivier en het koelwateronttrekkingsdebiet. In feite is de omvang van het onttrekkingsdebiet bepalend voor de snelheidsgradiënt op de dwarsrichting van de rivier. Daarnaast zijn getijde beweging en afvoer die met name van invloed zijn in lengterichting van de rivier. Als er géén afvoer of getijde invloed aanwezig is, is het gebied waar de stroomsnelheid groter is dan v_{max} een halve cirkel met een diameter ter grootte van: $D = Qkw / (\pi \cdot v_{max} \cdot \text{diepte})$. In figuur 4.3 is voor deze situatie een globale inschatting gemaakt.

Figuur 4.3

Inschatting van inzuiggebieden uitgaande van geen achtergrondstroming (rivier en getij).



Bij gebrek aan soortspecifieke data is voor Winter Flounders uitgegaan van een v_{\max} van respectievelijk 0,015 m/s (vislarven) en 0,06 m/s (juvenile vis). Door getijde invloed zal het gebied ($v > v_{\max}$) van vorm veranderen in een soort van ellips, waardoor bij eb (stroming van rivier en getij versterken elkaar bovenstrooms van inlaatpunt) het risicogebied zich verder stroomopwaarts zal bevinden. Dit is van belang daar stroomopwaarts de dichtheid van juvenile vis zal toenemen en dus ook het aantal vissen dat wordt ingezogen. Bij vloed zal het gebied $v > v_{\max}$ zich uitbreiden in een soort van ellipsvorm verder stroomafwaarts richting baai.

Het ontrekkingsdebiet is bepalend voor de breedte van het risicogebied ($v > v_{\max}$) en dus voor de kans op inzuiging als juvenile Winter Flounders de rivier optrekken. Tot 1983 was er géén onttrekking op de Lee river. Op de Taunton river bestond weliswaar een risico op inzuiging maar passage zonder te worden ingezogen voor vislarven was goed mogelijk. Op de Lee river bestond tot 1983 helemaal géén risico op inzuiging. Echter de laatste uitbreiding van de koelcapaciteit met onttrekking op de Lee river heeft de situatie drastisch gewijzigd. Het risicogebied voor vislarven, uitgaande van géén afvoer en getijde beweging, beslaat nagenoeg de gehele rivier. De overall kans om ongestoord de rivier op te trekken en vervolgens weer terug te keren naar de baai neemt hierdoor aanzienlijk af. De opgedane ervaringen met betrekking tot vispopulatie uitgezet in de tijd bevestigen dit beeld (zie figuur 4.2).

Het koelwater wordt onttrokken uit de rivieren de Lee river en de Taunton river. In beide rivieren waarvan de mondingen uitkomen in het ondiepe deel van de baai zullen ook vislarven en juvenile vis in aanzienlijke concentraties voorkomen. In dit verband kan de vraag worden gesteld of de keuze van de ontrekkingspunten, met name het ontrekkingspunt op de Lee river, zo gelukkig is geweest.

In de V.S. is onder invloed van o.a. de ervaringen bij Brayton Point de discussie gestart over het gebruik en onttrekking van oppervlaktewater ten behoeve van koeling. Dit heeft geleid tot aanpassing in het beleid. Voor nieuwe installaties is nieuwe EPA regelgeving van kracht geworden (Cooling Water Act (CWA), 316 (b), 18 december 2001). In 2004 zal de definitieve regelgeving voor bestaande Electriciteitsbedrijven, worden vastgesteld (CWA, 316 (b) phase II). Initiatieven om ook voor andere bedrijfstakken de CWA aan te passen zijn inmiddels gestart.

Een en ander heeft als consequentie dat voor nieuwe bedrijven drempelwaarden met betrekking tot het ontrekkingsdebiet zijn gedefinieerd. Voor zoet water installaties mag het innamedebiet niet meer bedragen dan 5% van het jaargemiddelde afvoerdebiet. Voor meren mag het innamedebiet het natuurlijke stratificatieproces niet verstoren (afkoeling kan hierdoor verminderen). Voor estuaria en getijde rivieren mag het innamedebiet niet meer bedragen dan 1% van het gemiddelde getijdendebiet. Voor centrales gelegen aan oceanen zijn géén restricties met betrekking tot de innamedebiet voorgeschreven.

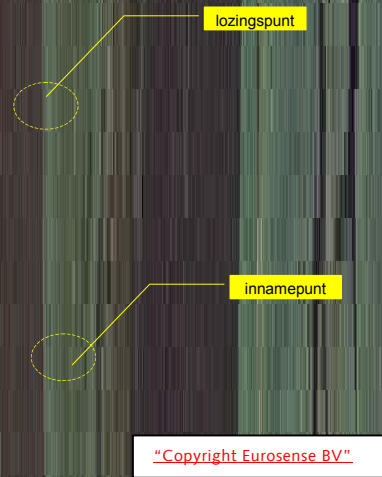
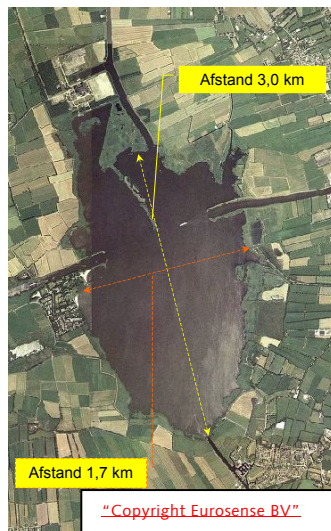
Brayton Point is verplicht z'n z'n wateronttrekking te verr vastgelegd in een nieuwe ve realiseren door de bouw van (www.epa.gov/region01/br

4.2 Bergumermeer

De Bergumermeercentrale n onttrekt water aan het Berg grootheden van het Bergum figuur 4.4 en tabel 4.3. Opv onttrekking er geen informa visstand, zoals is opgetreder gebrek aan voldoende meet een grote onttrekking in ver Bergumermeer.

Figuur 4.4

Situatie ter plaatse van Bergumermeer.



Tabel 4.3

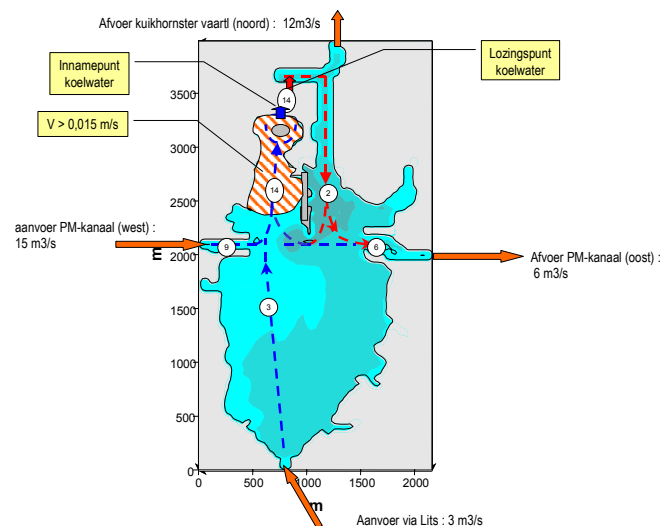
Dimensies oppervlaktewatersysteem en omvang van warmtelozing (Bron: Wetterskip Fryslan)

Dimensies Bergumermeer	Oppervlak (m ²)	Gemiddelde diepte (m)	Volume (m ³)
	3.920.000	1,53	6.000.000
Aanvoer op meer		Gem. voorjaars-debiet (m ³ /s)	Gem. zomer debiet (m ³ /s)
West, Prinses Magrietkanaal		15	11
Zuid, Lits		3	2
Afvoer van meer		Gem. voorjaars-debiet (m ³ /s)	Gem. zomer debiet (m ³ /s)
Noord, Kuikhornse Vaart		12	5
Oost, Prinses Magrietkanaal		6	8
Warmtelozing	Debiet (m ³ /s)	ΔT koelsysteem (°C)	Warmtevracht (MW)
Gehele jaar	Max. 19	2-15 ⁴	660 ⁵
Voorjaar (gem)	14	2	
Zomer (gem)	10	5,5	

Dat de onttrekking relatief groot is blijkt uit vergelijking van het volume van het Bergumermeer met de maximum onttrekking van de centrale. Bij een maximum onttrekking kan binnen vijf dagen het totale volume van het Bergumermeer worden verpompt. Naast de onttrekking vindt echter ook aanvoer en afvoer plaats naar het meer. De dam, die vanaf de noordzijde het meer insteekt, maakt het aannemelijk dat in de voorjaarssituatie water uit het Prinses Magrietkanaal direct naar het onttrekingspunt van de centrale stroomt (zie figuur 4.5). De consequentie van deze stroming is dat dan slechts een beperkt deel van het meer wordt beïnvloed door de onttrekking. Daarmee neemt tevens de kans af dat een vislarven en juveniele vis in het Bergumermeer

Figuur 4.5

Debeten Bergumermeer met mogelijke stroomrichting in voorjaar.



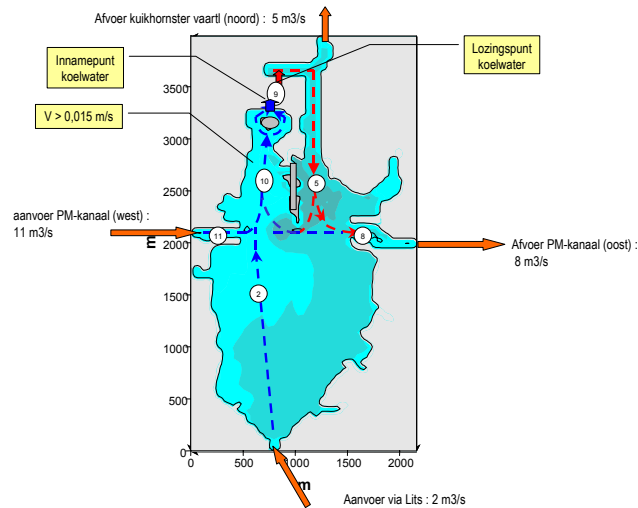
⁴ Koelsysteem is gedimensioneerd op een delta T van 7 °C, maar gedurende de zomer moet soms met een lagere delta T worden gewerkt.

⁵ Ontwerpcapaciteit

worden aangezogen naar de centrale. Het gebied ($v > 0,015$ m/s) zal zich beperken tot het deel links van de dam en gelegen boven het Prinses Margriet kanaal (ca.10-15% van het meeroppervlak). In zomerse situaties ziet het afvoer- en aanvoerpatroon via de kanalen uitkomend op het Bergumermeer er anders uit. In figuur 4.6 is de gemiddelde afvoersituatie gedurende de zomer weergegeven en in figuur 4.7 is de (98-percentiel) lage afvoer situatie weergegeven.

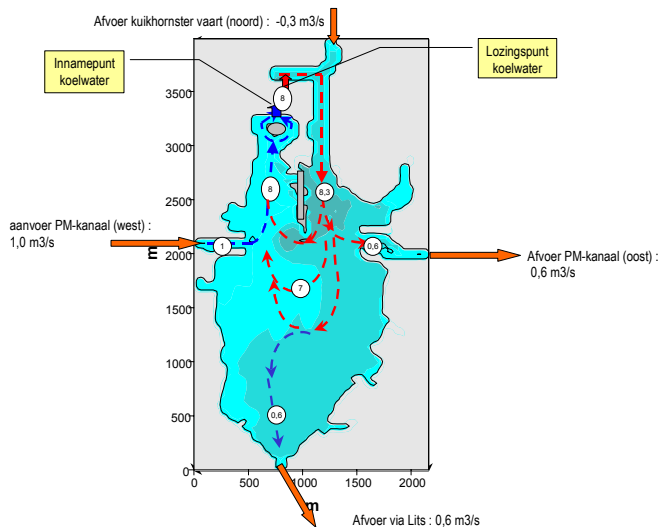
Figuur 4.6

Debieten Bergumermeer met mogelijke stroomrichting in zomersituatie (gemiddelde afvoersituatie)



Figuur 4.7

Debieten Bergumermeer met mogelijke stroomrichting in zomersituatie (lage afvoersituatie 98-percentiel)



Gedurende de zomer is de gemiddelde koelwaterdebiet circa $10 \text{ m}^3/\text{s}$ (milieujaarverslagen electrabel 2001,2002). Uit figuur 4.6 wordt duidelijk dat een mogelijke stroming van het Prinses Margrietkanaal zorg draagt voor een aanzienlijke afvoer van de koelwaterpluim. Hierdoor zal het oppervlak dat wordt ingenomen door de pluim worden beperkt. In lage afvoersituaties, weergegeven in figuur 4.7, ligt dit anders. Door de geringe afvoer via het Prinses Margrietkanaal aan de westkant en de netto toevoer via Kuikhornstervaart aan de noordkant is de kans dat het opgewarmde koelwater een groter deel van het meer inneemt groter. Ook aan de zuidkant water vindt een netto afvoer van

water plaats. Ook zal in dit geval een groter deel van het koelwater worden gerecirculeerd, hetgeen een extra complicatie kan vormen voor het realiseren van de beoogde lozingstemperatuur van het koelwater.

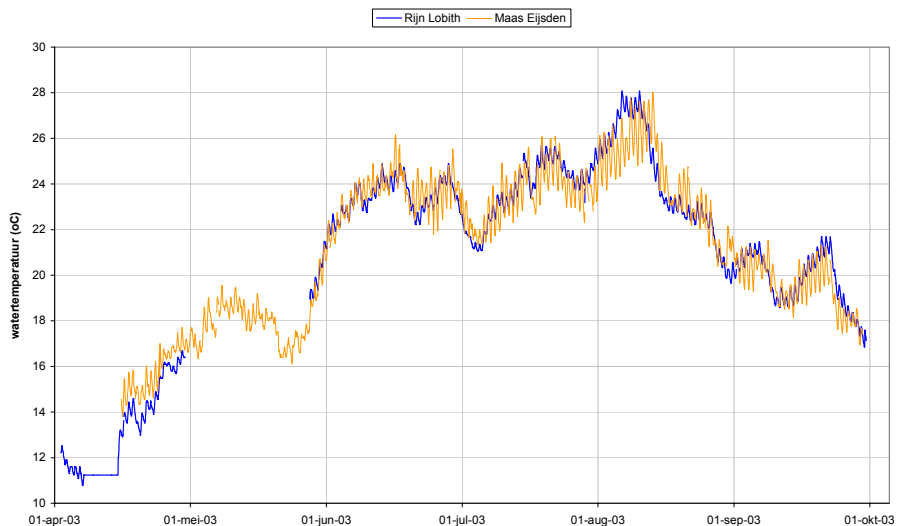
Geconcludeerd kan worden dat de gemiddelde afvoersituatie in het voorjaar er voor zorg draagt dat de risico's op inzuiging van vislarven beperkt blijft tot een beperkt deel van het meer (10-15%). Voor de zomersituatie is aandacht voor de opwarming van Kuikhornster vaart van belang.

4.3 Ervaringen zomer 2003

De zomer van 2003 heeft laten zien dat extreme meteorologische omstandigheden (hoge temperatuur in combinatie met droogte) kan leiden tot hoge temperaturen in oppervlaktewateren (zie figuur 4.8). Zo is de temperatuur bij Lobith in augustus 2003 opgelopen tot 28 °C, hetgeen aanzienlijk hoger is dan de MTR (maximaal toelaatbaar risico) van 25 °C.

Figuur 4.8

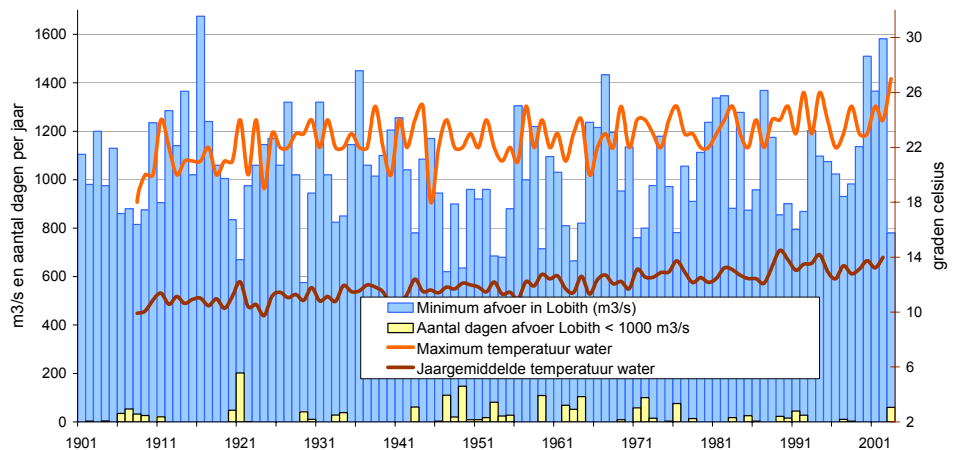
Verloop watertemperaturen op de Rijn en de Maas in de zomer van 2003.



In figuur 4.9 is één ander in historisch perspectief geplaatst. In de figuur zijn minimum afvoer (inclusief de periode waarbij sprake is van lage afvoer (< 1000 m³/s), maximum en gemiddelde watertemperatuur weergegeven voor de periode van 1905-2003.

Figuur 4.9

Afvoer en watertemperatuur van de Rijn bij Lobith in historisch perspectief.



Figuur 4.9 laat zien dat de afgelopen eeuw de afvoer bij Lobith 12 keer beneden de 800 m³/s is gekomen. De combinatie van lage afvoer, veroorzaakt door een droog voorjaar in het Rijnstroomgebied en opvolgend een langdurige hittegolf leidde in augustus 2003 tot uitzonderlijk warm rivierwater. Dit temperatuurrecord is ten dele toe te schrijven aan de geleidelijke opwarming van het Rijnwater over de afgelopen eeuw als gevolg van een toename van de industriële lozingen. De figuur geeft ook aan dat zowel de gemiddelde als de maximum temperatuur van de Rijn bij Lobith de afgelopen 100 jaar met meer dan 3 °C is toegenomen.

Ook de afvoer van de Maas is laag geweest, maar niet uitzonderlijk laag, ongeveer 40 m³/s in de ongedeelde Maas bij Luik. Bij Eijsden is de afvoer tot beneden de 10 m³/s gedaald. Dit laagwater komt op de 13^e plaats in de afgelopen eeuw. Dit is mede te danken aan het feit dat het droge voorjaar en zomer vooraf werd gegaan door een relatief natte herfst en winter. De temperatuur daarentegen is de afgelopen zomer wel hoog opgelopen.

Waargenomen ecologische problemen in de periode juni tot en met augustus 2003 waren vissterfte, sterfte van zoetwatermosselen, waterbloeien van blauwwieren en het optreden van botulisme. Een causaal verband tussen deze problemen en de relatief hoge watertemperatuur is echter niet aangetoond. Daarvoor zijn monitoring-programma's, uitgesplitst over de verschillende jaarseizoenen, nodig.

Het meest in het oog springende effect wat betreft vissterfte was de sterfte van aal in de Rijn. Deze wordt toegeschreven aan een combinatie van temperatuurstress, een verhoogde gevoeligheid voor de roodziekte als gevolg van de hoge watertemperatuur, en de lage waterstand in de rivier die het risico voor de aal om te worden aangezogen door sloopschroeven verhoogde.

De sterfte van zoetwatermosselen leek hoger dan in andere jaren. In de Rijntakken en in de Maas betrof het de Aziatische korfmossel, een soort die vanaf 1986 in Nederland voorkomt. Onduidelijk is in hoeverre de relatieve mortaliteit dit jaar is toegenomen.

In regionale wateren vond sterfte plaats van inlandse mosselen (zwane- en vijvermosselen). Het is nog onduidelijk waaraan de sterfte moet worden toegeschreven. Aangezien de sterfte slechts lokaal is opgetreden lijkt het er op dat (ook) andere oorzaken dan de watertemperatuur een rol spelen.

Ten gevolge van de hoge temperatuur is op een groot aantal plaatsen een waterbloei van blauwwieren geconstateerd. In veel gevallen betrof het waterbloeien in relatief ondiepe wateren. In Noord-Nederland viel de blauwwierenbloei dit jaar erg mee. Dit is vermoedelijk het gevolg van de vergrote doorspoeling met IJsselmeerwater, waarvan de kwaliteit verbeterd is en van de beperkte afvoer vanuit de polders, waardoor minder nutriënten werden uitgespoeld. Desondanks heeft het

voorkomen van blauwwieren er wel toe geleid, dat op meer plaatsen dan gewoonlijk bij een doorsnee zomer, zwemverboden of negatieve zwemadviezen, vooral in het IJselmeergebied en in Zuid-Holland, zijn uitgevaardigd.

Op een groot aantal plaatsen is botulisme geconstateerd. Ook hier gaat het om ondiepe wateren die relatief snel en sterk kunnen worden opgewarmd. Gebrek aan referentiegegevens maakt het onmogelijk aan te geven in hoeverre de warme zomer van 2003 invloed had op het aantal gemelde botulismeslachtoffers.

Opvallend is dat de warme zomer niet heeft geleid tot significant hogere vissterfte in de omgeving van warmtelozers. Zo is in havens het oppervlaktewater opgewarmd tot ongeveer 30 °C. Acclimatisatie en vluchten naar nabij gelegen watersystemen met een lagere temperatuur zijn een mogelijke verklaring.

5 Literatuurstudie: Discussie en bevindingen

In de drie voorgaande hoofdstukken zijn effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu op basis van literatuur beschreven. Daarbij is in de presentatie van de gevonden informatie onderscheid gemaakt naar effecten in de koelwaterketen en in het oppervlaktewater. Ook zijn nog een tweetal cases belicht waarin met name de effecten van de onttrekking van koelwater uit oppervlaktewater centraal staan. De gevonden informatie is echter nog niet gecombineerd en nader beschouwd. Zo is informatie beschikbaar over de thermische gevoeligheid van organismen in zowel de koelwaterketen als in het oppervlaktewater. Combinatie van deze informatie geeft dan een completer beeld. Deze combinatie van de gevonden informatie en nadere beschouwing daarvan staan centraal in dit hoofdstuk.

5.1 Discussie

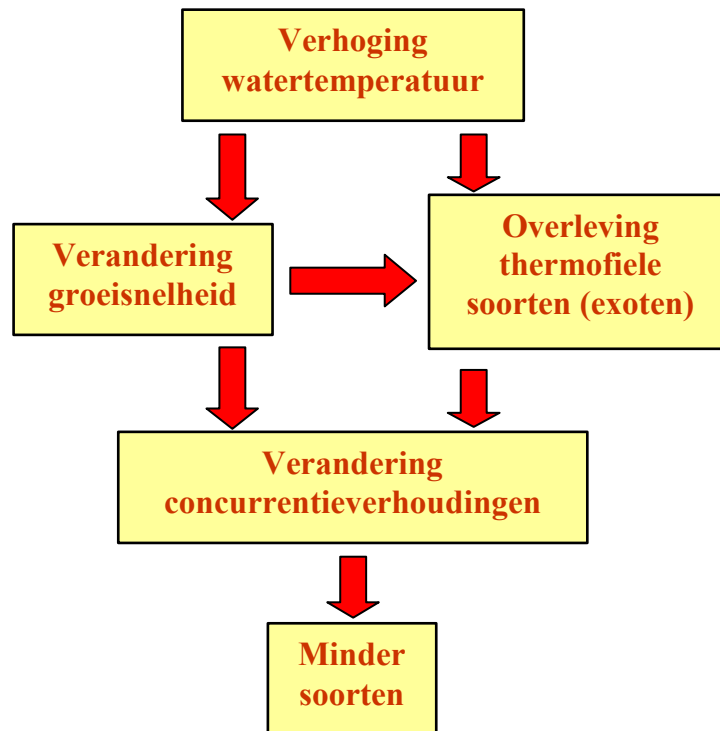
Uit de literatuur blijkt dat het gebruik van oppervlaktewater voor het afvoeren van warmte die vrijkomt bij industriële processen en bij de opwekking van elektriciteit invloed heeft op levensgemeenschappen van aquatische organismen. Deze invloed is echter niet eenvoudig te kwantificeren. Oorzaak hiervan is dat ten eerste niet voor alle organismen duidelijk is in welke mate zij bijvoorbeeld mechanische schade ondervinden bij inzuiging in de koelwaterketen of welke temperatuur letaal is. Ten tweede gaat het niet alleen om de individuele groepen van organismen, maar ook om voedselketens en de samenstelling van het ecosysteem. Zo kan de afname van een populatie resulteren in de aantasting van een voedselketen, waardoor ook andere organismen worden beïnvloed omdat er minder voedsel is of juist minder predatoren zijn.

Bij een verhoogde watertemperatuur, in combinatie met de relatief hoge nutriëntenrijkdom die kenmerkend is voor rivierdelta's, zal binnen de levensgemeenschap van het fytoplankton een verschuiving optreden naar cyanobacteriën (blauwwieren). Het voorkomen van dit soort organismen wordt negatief gewaardeerd vanwege de hoge dichtheden waarin ze kunnen voorkomen (waterbloeien). Hierdoor worden andere soorten en ook hogere waterplanten in hun ontwikkeling geremd. Daarnaast is vastgesteld dat sommige soorten toxines kunnen vormen die schadelijk zijn voor mens en dier.

Belangrijk voor alle faunagroepen is de verstoring van levenscycli als gevolg waarvan een mismatch ontstaat in de timing van levensfasen. Zo kunnen bijvoorbeeld insecten te vroeg uitvliegen waardoor de paring niet of nauwelijks mogelijk is vanwege de lage luchttemperatuur of het nog ontbreken van een geschikte biotoop. Door verstoringen van levenscycli ontstaan verschuivingen in predator-prooi relaties, zowel binnen de groep van de ongewervelde dieren als tussen

ongewervelde dieren en andere groepen van organismen (vissen, vogels). Bij de vissen leidt een verhoging van de watertemperatuur in eerste instantie tot een verbetering van de leefomstandigheden van vissoorten die zich voeden met ongewervelde dieren, zoals alver, blankvoorn, brasem, karper, kolblei, kopvoorn, ruisvoorn. Sommige van deze soorten (onder andere blankvoorn, brasem en karper) kunnen in relatief hoge dichtheden voorkomen in de Nederlandse oppervlaktewateren. Een verbetering van de brasem- en karperstand leidt tot een vermindering van het doorzicht in het water, omdat het bodemwoelers zijn. Deze vertroebeling van het water leidt vervolgens tot betere leefomstandigheden voor cyanobacteriën.

.....
Figuur 5.1
Effecten van thermische
verontreiniging op organismen.



Een algemene conclusie is dat thermische verontreiniging leidt tot een verlaging van de diversiteit aan soorten in het ontvangende water als gevolg van een verandering in voedselaanbod en problemen bij reproductie (Figuur 5.1). In hoofdstuk 3 is dit voor verschillende trofische niveaus beschreven (zie o.a. tabel 3.1 en Humpesch *et al.*, 1981; Patrick, 1974; Hickman en Klarer, 1974,1975; De Mott, 1989; Hadderingh *et al.*, 1987; Bij de Vaate, *et al.*, 2002). Het is aannemelijk dat veranderingen in soorten op een laag trofisch niveau doorwerken op hogere trofische niveaus, omdat het voedselaanbod verandert. Verandering in het voedselaanbod of mogelijk zelfs het verdwijnen van voedsel doet op de hogere niveaus de soortendiversiteit afnemen. Ook het feit dat veranderingen in de temperatuur problemen kunnen geven bij de reproductie heeft als gevolg dat soorten verdwijnen. Vissen kunnen in de zomermaanden wel enige tijd een zodanig hoge temperatuur verdragen, dat stress optreedt. Echter een dergelijke periode dient gevolgd te worden door een hersteltijd van ongeveer 3

weken (Iger *et al.*, 1994). Op basis van de Q10-relatie (Figuur 3.1) is het aannemelijk dat het bij de verlaging van de diversiteit om een negatief exponentieel verband gaat, met andere woorden een verhoging van de watertemperatuur met 1 °C zal rond de 30 °C veel meer impact hebben dan rond de 25 °C.

Een verhoogde watertemperatuur is in de wintermaanden belangrijk voor de overleving van thermofiele organismen. Wanneer in deze tijd van het jaar de watertemperatuur gedurende een bepaalde periode niet meer onder een kritische grens daalt kunnen populaties zich zonder al te grote problemen handhaven. Met uitzondering van de virussen, bacteriën en schimmels betreft het soorten die van nature niet in Nederland thuis horen (exoten). Vrijwel alle grotere oppervlaktewateren zijn inmiddels door exoten gekoloniseerd. Dat komt omdat de kansen voor gebiedsuitbreiding sterk zijn toegenomen door de internationale handel en het verbinden van stroomgebieden door middel van scheepvaartkanalen. Thermische verontreiniging faciliteert daarbij de vestiging en het kolonisatiesucces van soorten uit warmere gebieden. Opgemerkt moet worden dat de watertemperatuur van de grote rivieren, stroomopwaarts van Nederland, in de afgelopen decennia zo sterk is toegenomen dat, zonder extra warmtelast in het Nederlandse deel, thermofiele soorten voldoende kansen hebben om zich uit te breiden.

5.2 Bevindingen

In het volgende zijn de bevindingen kort opgesomd.

Effecten in de koelwaterketen

Organismen die een koelwaterketen worden ingezogen ondervinden schade. De mate van schade is afhankelijk van het soort organisme en toestand waarin het organisme verkeert op het moment van inzuiging. De schade is op hoofdlijnen in te delen naar mechanische effecten, thermische effecten en effecten door gebruik van biociden.

Op basis van een beperkte hoeveelheid literatuurgegevens blijkt het volgende:

- *Mechanische schade.* Hier is onderscheid te maken naar organismen die door de zeven worden tegengehouden en organismen die de zeven passeren en verder de koelwaterketen ingaan.
 - Bij een goed visafvoersysteem zijn overlevingscijfers van 50 tot 80% gevonden voor vis die de zeven niet passeert.
 - Afhankelijk van de soort en zeefdiameter zijn sterftcijfers in de koelwaterketen gevonden van 18 tot 56%. Dit is bij afwezigheid van een warmteschok. Bij een warmteschok van 6 à 7,5 °C en een maximum temperatuur van 24 °C zijn sterftcijfers van 26 tot 97% gevonden.
 - Bij paling en driedoornige stekelbaars treedt nauwelijks sterfte op als gevolg van mechanische schade.
- *Thermische schade.* Thermische schade treedt pas op bij en na passage van de condensor in de koelwaterketen.

-
- Uit een onderzoek volgt dat radardiertjes en koppotigen geen effect vertonen bij opwarming tot 34 °C.
 - Bij een temperatuur van 30 °C vertoont zoöplankton geen sterfte. Bij een temperatuur van 40 °C is de sterfte afhankelijk van de soort opgelopen naar 50 tot 100%.
 - Bij een temperatuur van 30 °C vertoont fytoplankton geen sterfte. Bij een temperatuur van 40 °C is de sterfte opgelopen van 0% tot meer dan 50% afhankelijk van de soort.
 - *Schade door biociden.* Biociden zijn bedoeld om organismen in de koelwaterketen te bestrijden voor zover het organismen zijn die de keten kunnen verstopen, zoals mosselen en algen. Biociden worden gebruikt in de periode van april tot en met oktober. Toxische niveaus voor vissen zijn niet uit sluiten.

Effecten in oppervlaktewater

De lozing van koelwater resulteert in een koelwaterpluim, waarbij het warmste deel nabij het lozingspunt optreedt. Door verdunning en afkoeling aan de lucht neemt de temperatuur in de pluim vervolgens stroomafwaarts af. Op hoofdlijnen zijn de effecten in te delen naar lokale effecten bij het lozingspunt en meer regionale effecten op watersysteemniveau. Bij lokale effecten zijn mogelijke letale dan wel stress temperaturen voor organismen in beeld. Ook kunnen warmteminnende exoten overleven in de directe omgeving van de warmtelozing. Bij regionale effecten speelt ook de mogelijkheid dat door toename van de watertemperatuur een verschuiving optreedt in het ecosysteem. Ook kunnen de levenscycli van organismen worden verstoord, waardoor een mismatch ontstaat in de timing van levensfasen.

Uit de literatuur zijn de volgende belangrijke conclusies getrokken.

- *Plankton.*
 - Bij fytoplankton treedt bij een hogere watertemperatuur een toename van waterbloeiën van cyanobacteriën op.
 - Bij sessiele diatomeeën zijn al verschuivingen binnen levensgemeenschappen waarneembaar bij een watertemperatuur hoger dan 20 °C.
 - Acute effecten van zoöplankton kunnen pas duidelijk worden aangetoond bij een blootstellingstemperatuur hoger dan 30 °C.
- *Macro-evertebraten.*
 - Acute effecten op ongewervelde dieren worden hoofdzakelijk waargenomen bij de grotere kreeftachtigen die achter blijven op de zeven.
 - De letale temperatuur van vlokreeften en pissebedden bedraagt 33 tot 34 °C.
 - Bij sommige soorten wordt een verlenging geconstateerd van de groei- en reproductieperiode.
- *Aquatische vegetatie.*
 - Er is een direct verband tussen thermische verontreiniging en het voorkomen van ondergedoken waterplanten.

-
- Fonteinkruiden gaan sterk achteruit bij temperaturen hoger dan 25 °C.
 - De ontkieming van fonteinkruiden wordt sterk geremd wanneer het water in het vroege voorjaar warmer is dan 5-7 °C.
 - *Vis.*
 - Voor de meeste zoetwatervissen ligt de letale temperatuur boven de 30 °C met maxima bij 35 à 36 °C voor soorten als blankvoorn, brasem en snoekbaars. Tot de zoetwatersoorten waarvoor de letale temperatuur relatief laag is behoren zeeforel (26 – 27 °C) en spiering (26 – 29 °C).
 - Smolts vertonen een ontwijkgedrag voor verhoogde lokale temperaturen. Smolts vertonen bij een temperatuurverschil van groter dan 5 °C een afkeerreactie van het opgewarmde water.
 - Uit laboratoriumexperimenten blijkt dat bij jonge beekforel een afkeerreactie optreedt bij een temperatuurverschil van 1 °C.
 - Voor een aantal soorten (kwabaal, spiering, winde, serpeling en pos) is in de paaiperiode (winter/voorjaar) een watertemperatuur van < 10 °C noodzakelijk. Wordt deze temperatuur niet bereikt dan stagneert de reproductie.
 - Opwarming van oppervlaktewater resulteert in een verschuiving binnen soorten.

Praktijkervaringen

Het voorbeeld van de Brayton Point Station geeft aan dat groot-schalige koelwateronttrekking op plaatsen met een hoge populatiedichtheid aan vislarven en juveniele vis kan leiden tot vergaande effecten voor de vispopulatie in het ontvangende oppervlaktewater. Een toename van het onttrekkingsdebiet met circa 45 %, waarbij de extra onttrekking plaatsvond uit een rivier met geringe afvoer, heeft ertoe geleid dat in een periode van ongeveer 8 jaar na de toename van de wateronttrekking nagenoeg de gehele populatie aan Winter Flounder uit de baai is verdwenen. De situatie bij de Bergumermeercentrale laat zien dat een relatief grote onttrekking op een meer niet direct resulteert in grote effecten voor de visstand. Door aanvoer van water vanuit het Prinses Magrietkanaal naar het meer is het effect van de onttrekking op het meer waarschijnlijk beperkt. Wel kunnen elders effecten zijn opgetreden. Kortom een goede analyse van de lokale omstandigheden is essentieel om een juist beeld te kunnen vormen van de effecten van een onttrekking voor het aquatische milieu.

Uit de literatuur zijn de volgende belangrijke conclusies getrokken.

- *Mount Hope Bay en Bergumermeer*
 - De onttrekkingen van Brayton Point Station laten zien dat een te grote onttrekking op een (mogelijk) ongunstig gekozen locatie desastreuze effecten kan hebben voor een vispopulatie.
 - De situatie van Bergumermeer maakt duidelijk dat een relatief grote onttrekking niet direct tot problemen voor de

visstand behoeft te leiden. De lokale situatie is van groot belang bij het beoordelen van de onttrekking.

- *Ervaringen zomer 2003*
 - De oppervlaktewatertemperaturen in de Rijn bij Lobith en Maas bij Eijsden zijn door lage afvoer en langdurige hoge temperaturen opgelopen tot 28 °C, hetgeen hoger is dan de MTR van 25 °C.
 - Sterfte van paling op de Rijn, sterft van zoetwatermosselen, botulisme en waterbloei van blauwwieren zijn de meest in het oog springende effecten van de hoge watertemperaturen.
 - Ondanks watertemperaturen tot zo'n 30 °C in havens waar warmtelozingen plaatsvinden zijn daar geen effecten zichtbaar geworden. Acclimatisatie en vluchtgedrag naar oppervlaktewater met een lagere temperatuur zijn hiervoor een mogelijke verklaring.

6 Expert visie

In de literatuurstudie is informatie beschreven over onder andere letale temperaturen voor organismen en mechanische schade van organismen in de koelwaterketen. Deze informatie geeft handvatten om een warmtelozing te kunnen beoordelen, maar heeft nog geen toetsingsparameters opgeleverd. In feite is de volgende vraag aan de orde:

“Stel beoordeling van een warmtelozing is nodig. Op welke toetsingsparameters dient de beoordeling dan te worden gebaseerd en welke maatlatten moeten worden gehanteerd?”

In dit hoofdstuk is een voorstel beschreven voor de te hanteren toetsingsparameters en bijbehorende maatlatten. Het hoofdstuk is geschreven aan de hand van de resultaten van een “expert meeting” en gegevens die nadien nog beschikbaar zijn gekomen.

De biologische activiteit van geloosd koelwater kan worden uitgedrukt als een functie van de temperatuursprong in het koelsysteem (ΔT), mechanische effecten en effecten ten gevolge van toegevoegde additieven. Wanneer mechanische effecten groot zijn als gevolg van passeren van zeven, het overwinnen van snelheids- en drukverschillen in het koelsysteem en biociden worden toegepast voor conditionering biedt het vastleggen van een maximum temperatuur of ΔT in het koelsysteem geen extra bescherming meer voor in het koelsysteem ingezogen organismen. Dit speelt met name in complexe (secundaire en tertiaire) koelsystemen in de procesindustrie met een relatief lange verblijftijd.

Bij deskundigen aanwezig op de “expert meeting” bestond de indruk dat in relatief eenvoudige koelsystemen, bijvoorbeeld bij E-centrales, met een relatief geringe verblijftijd overleving van een aanzienlijk deel van de ingezogen populatie wel tot de mogelijkheden behoort. Dit onder voorwaarde dat de koelsystemen goed worden bedreven gekoppeld aan een optimale conditionering van koelwater en het nemen van inzuigingsbeperkende maatregelen.

6.1 Voorstel toetsingscriteria

Bij het formuleren van een set van toetsingscriteria voor het beoordelen van warmtelozingen speelt een spanningsveld. Enerzijds bestaat de wens om het aquatische milieu zo goed mogelijk te beschermen en de diversiteit aan aquatische milieus recht te doen. Anderzijds is het wenselijk om de beoordelingsmethodiek zo eenvoudig mogelijk te houden. Rekening houdend met dit spanningsveld is het voorstel om de volgende drie toetsingsparameters op te nemen in de beoordelingsmethodiek voor warmtelozingen:

-
- **Onttrekking:** Onttrekking in relatie tot oppervlaktewater
 - **Mengzone:** Lokale effecten voor oppervlaktewater
 - **Opwarming:** Effecten op watersysteemniveau

Onttrekking

Een belangrijk verschil tussen een koelwaterlozing en een afvalwaterlozing is dat de koelwaterlozing in de regel ook gepaard gaat met een grote onttrekking van oppervlaktewater. Deze onttrekking heeft effect op het aquatische milieu waar de onttrekking plaatsvindt. Organismen die de koelwaterketen zijn ingezogen kunnen schade ondervinden. Deze schade is afhankelijk van vele factoren, zoals de soort, het visafvoersysteem, het gebruik van biociden en de temperatuur in de koelwaterketen. Uit de literatuur volgt duidelijk dat een onttrekking grote effecten kan hebben voor ecosysteem. De elektriciteitscentrale Brayton Point Station in de VS is hiervan een voorbeeld. Daar heeft een toename van het koelwaterdebiet geleid tot een desastreuze afname van de populatie winterflounders. Uiteraard is een dergelijke situatie afhankelijk van de lokale omstandigheden. Het geeft echter duidelijk aan dat de onttrekking een belangrijk aandachtspunt is bij een beoordeling van de effecten van koelwaterlozingen voor het aquatische milieu.

Mengzone

Redenerend vanuit het aquatische milieu bestaat de wens om zo min mogelijk warmte te lozen op het oppervlaktewater. Tevens dient de temperatuur niet hoger te zijn dan letale temperaturen of liever nog stress temperaturen. Een dergelijke insteek kan echter leiden tot een situatie dat een warmtelozende lozingstemperatuur omlaag brengt door het debiet te vergroten. Immers bij een gelijkblijvende af te voeren warmtevracht kan de lozingstemperatuur worden verlaagd door meer water te gebruiken. Dit is niet direct een wenselijke aanpak, omdat daardoor de onttrekking van oppervlaktewater toeneemt. Ook vanuit een meer algemene milieuoptiek bezien is een dergelijke aanpak ongewenst. Het energiegebruik neemt immers toe naarmate meer water wordt verpompt.

In het derde IMP-water is aangegeven dat in de mengzone rond het lozingspunt de waterkwaliteitsdoelstelling niet geldt. Het voorstel is om hierop aan te sluiten en een algemene maximum lozingstemperatuur niet op te nemen in de beoordelingssystematiek. Concreet betekent dit een immissie aanpak, waarbij de effecten van de warmtelozing op het oppervlaktewater als maat geldt. Aandachtspunt is nog wel de overlevingskans voor exoten. Deze zou zo klein mogelijk moeten zijn.

Thermische stress index

Uit de literatuurstudie volgt dat voor een vispopulatie niet alleen maximum temperaturen van belang zijn, maar ook voldoende lage temperaturen. Een MTR-achtige benadering voor temperatuur biedt daardoor onvoldoende waarborgen voor bepaalde aquatische organismen. Een methode die rekening houdt met de aanwezige soorten en de gevoeligheid van deze soorten voor een verhoogde temperatuur is wenselijker. Een dergelijke thermische stress index kan in analogie met de Europese Kaderrichtlijn Water voor verschillende watertypen worden opgesteld.

Opwarming

Warmtelozingen resulteren in opwarming van het oppervlaktewater. In feite ontstaat een evenwicht tussen de warmtelozing naar oppervlaktewater en de afkoeling naar de lucht. Uit de literatuurstudie volgt dat opwarming van het oppervlaktewater effecten heeft op het functioneren van het aquatische ecosysteem. Bepaalde soorten hebben voldoende lage temperaturen in de winterperiode nodig om te kunnen voortplanten. Levenscycli kunnen worden verstoord, waardoor een mismatch ontstaat in de timing van levensfasen.

Alleen een toetsing aan de mengzone biedt naar verwachting onvoldoende waarborgen om een te grote opwarming tegen te gaan. Stel bijvoorbeeld dat langs een waterloop een groot aantal warmtelozingen plaatsvindt, waarbij de temperatuur van het geloosde koelwater niet de letale temperatuur overschrijdt. Dan levert de mengzone toetsingsparameter geen begrenzing op, terwijl het oppervlaktewater wel kan opwarmen tot een temperatuur die vrijwel gelijk is aan de lozingstemperatuur. Een dergelijke hoge temperatuur is dan veel te hoog voor het aquatische milieu. Kortom een andere vorm van begrenzing is dan nodig, namelijk een toets aan de opwarming van het oppervlaktewatersysteem.

6.2 Maatlatten toetsingscriteria

Onttrekking

De beschikbare informatie over schade aan organismen in de koelwaterketen heeft betrekking op vis en plankton. De informatie is echter onvoldoende om een scherp beeld te hebben van wanneer een onttrekking geen grote schade veroorzaakt aan het aquatische milieu en wanneer wel. Toch is een maatlat nodig.

Vislarven en juveniele vis zijn als uitgangspunt genomen om tot een voorstel te komen voor de maatlat. Reden hiervoor is dat de letale temperatuur voor vis lager is dan voor plankton en macro-evertebraten. Kortom het is een gevoeliger soort. Daarnaast is de hersteltijd van een vispopulatie langer dan die voor plankton en macro-evertebraten. Uit de literatuurstudie volgt dat bij jonge vis de sterfte sterk varieert afhankelijk van de soort en het al dan niet optreden van een warmteschok. De sterftcijfers lopen globaal van rond de 30% voor baarsachtigen naar bijna volledige sterfte voor spiering. Deze cijfers gelden dan nog voor een beperkte temperatuurschok en maximum temperatuur in de koelwaterketen van ongeveer 24 °C, hetgeen nog aanzienlijk lager is dan de letale temperatuur voor vissen. Indien de temperatuur in de koelwaterketen hoger is dan de letale temperatuur dan zal sterftcijfer nog verder toenemen afhankelijk van de blootstellingsduur. Blootstellingsduur waarbij acute letale effecten zullen optreden is ten eerste soortafhankelijke en ten tweede afhankelijk van de blootstellingstemperatuur. De inschatting is dat een blootstellingsduur van enkele minuten voldoende is voor gevoelige soorten bij een blootstellingstemperatuur ruim boven de letale

temperatuur (bijv. 40 °C) voor een letaal effect en tot meer dan een uur voor minder gevoelige soorten bij temperaturen net boven de soortspecifieke letale temperatuur.

Gezien de maaswijdte van de zeven zullen alleen vislarven en juveniele vissen de condensor passeren. In de zomermaanden is de dichtheid aan vislarven sterk afgenomen en hebben 0⁺-vissen in het algemeen een lengte van > 25 mm waardoor ze de koelwaterzeven niet of nauwelijks meer kunnen passeren. "Impingement mortality" zal in die periode dus veel belangrijker zijn dan "entrainment mortality". De verwachting is dat voor de bescherming van vislarven en juveniele vis de periode van het biologische voorjaar maatgevend is. Als periode voor het biologische voorjaar is wel april, mei en juni genoemd of een periode van 3 maanden nadat de watertemperatuur boven de 10 °C komt. Deze laatste versie kan dus leiden tot verschillende momenten in het jaar waarop het biologische voorjaar start en verschillende momenten tussen locaties onderling. Ook is gedacht aan de optie om het biologische voorjaar te koppelen aan een periode van 90 dagen die start op de datum waarop voor de eerste keer in het jaar de 10 °C grens in het IJsselmeer wordt overschreden. Voor het IJsselmeer is gekozen, omdat dit een groot waterlichaam is met een naar verhouding geringe thermische belasting. Uit analyse van temperatuurgegevens ter plaatse van het Vrouwenzand in het IJsselmeer, Eijsden in de Maas en Lobith in de Rijn volgt dat Eijsden en Lobith een vergelijkbaar temperatuurverloop vertonen (zie bijlage 1). De temperatuur ter plaatse van het Vrouwenzand is lager dan die ter plaatse van Eijsden en Lobith en overschrijdt de 10 °C grens ongeveer 3 weken later. Het biologische voorjaar zal naar alle waarschijnlijkheid later starten in het IJsselmeer dan in de Maas en de Rijn. Voorgesteld wordt om het biologische voorjaar te kiezen als de periode 1 maart – 1 juni.

Theoretische mogelijkheden voor schadereductie bij vissen tijdens passage van koelwaterketen

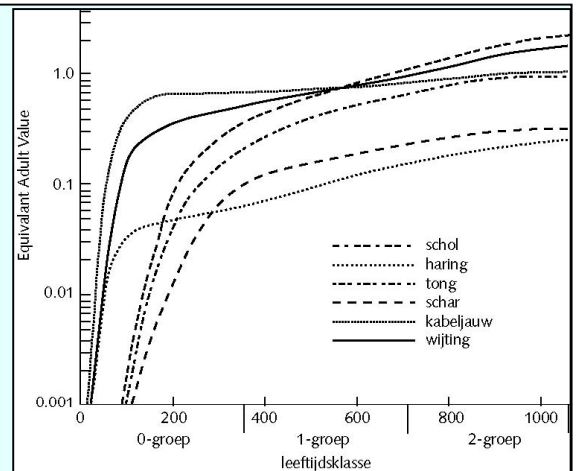
1. Afstemming van de temperatuursprong op tolerantie van de vislarven. Naast de maximale ΔT en de maximum temperatuur is ook de blootstellingsduur van belang.
2. Aanpassing van de hoeveelheid te onttrekken water. Belangrijk hierbij is de plaats waar het water aan het betreffende watersysteem wordt onttrokken en de aard van het watersysteem. Ook de eisen die de verschillende vissoorten stellen aan hun paaihabitat speelt bij dit laatste een rol.
3. Vermindering van mechanische schade, door vergroting van de maaswijdte van de zeven.
4. Reductie van druk- en stroomsnelheidsverschillen.
5. Biociden pulserend doseren, zoals is genoemd in BREF Cooling Water.

Voor een gezond aquatisch milieu is het van belang dat voldoende vislarven en juveniele vis overleven. Dit is niet alleen van belangrijk

voor de vissoort zelf, maar ook voor het in stand houden van de voedselketen. Helaas zijn geen cijfers bekend om vast te stellen welk percentage minimaal dient te overleven. Meer onderzoek op dit gebied is gewenst. Wel is op basis van de relatie tussen vislarven/eieren en het uiteindelijke aantal volwassen vissen die zich moet voortplanten, de zogenaamde Adult Equivalent Value, bij een bekende impact op vislarve niveau een link te leggen naar effecten op populatieniveau.

Equivalent Adult Value (EAV)

Ingezogen vis betreft voornamelijk jonge vis, wat het relateren aan vispopulatie en visvangsten bemoeilijkt. De hoeveelheid jonge vis kan vertaald worden naar het equivalent van volwassen vissen die zich kunnen voortplanten. Deze adultequivalenten kunnen wel worden gerelateerd aan visvangsten en populatieschattingen. Met het 'Equivalent Adult Value' (EAV) concept (Horst, 1975; Turnpenny, 1989) worden hoeveelheden jonge vis omgerekend naar de equivalente hoeveelheid van 3 jaar oude vis, wat een leeftijd is waarop de vis commercieel bevestigd wordt en zich begint voort te planten. Met dit concept is het mogelijk om vis van verschillende leeftijden met elkaar te vergelijken. Het is gebaseerd op het feit dat volwassen vissen honderden tot honderdduizenden vruchtbare eieren kunnen produceren maar dat alleen twee van deze eieren het moeten brengen tot de geslachtsrijpe leeftijd om de ouders te kunnen vervangen en daarmee een populatie stabiel te houden. De initiële sterfte als gevolg van natuurlijke sterfte, vooral predatie is erg hoog. Als bijvoorbeeld 1000 eieren zijn gelegd door een vis, zijn daarvan na een maand misschien nog 100 larven over. Na een jaar zijn daarvan nog maar 5 jonge vissen over en na 3 jaar zijn er misschien nog maar twee volwassen vissen over. Deze relatie is gedefinieerd door adulte equivalente waarde curves zoals hieronder getoond. Met behulp van de curves is het mogelijk om de juveniele vis die op een willekeurige leeftijd is gevangen te vergelijken met een net geslachtsrijpe vis. Als een één maand oude larve een AE waarde van 0,02 heeft, dan zijn er 50 larven nodig om 1 volwassenvis te krijgen. Van vis die gevangen is op 1 jarige leeftijd en een EA waarde van 0,4 heeft zijn er 2,5 vissen nodig om 1 net geslachtsrijpe vis te krijgen. De adulte equivalente waarde is gedefinieerd als de proportie van de gemiddelde levensduur van een voortplantende vis.



Om een inschatting te kunnen maken van het inzuigen van vislarven en juveniele vis is een aantal items van belang:

- Vislarven blijven gebonden aan hun opgroei biotoop. Uitzonderingen vormt de groep van de pelagische vissen (vissen die hoger in de waterkolom voorkomen). In het zoete water is alleen de spiering niet gebonden aan een specifiek opgroei gebied.
- De opgroei biotoop van alle soorten, met uitzondering van spiering, kan gezien worden als een uitdijend paaibiotoop ten gevolge van de groei van het visbroed.
- Vislarven en juveniele vissen worden waarschijnlijk alleen aangezogen wanneer de stroomsnelheid van het aangezogen water groter is dan drie maal hun lichaamslengte. Uitgaande van een lichaamslengte van 5 mm voor een vislarf betekent dit dat larven worden aangezogen in een gebied waar de stroomsnelheid groter is dan 1,5 cm/s. Voor juveniele vis is dat $> 6 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ uitgaande van een lichaamslengte van 2 cm.

- Koelwateronttrekking kan alleen leiden tot nadelige effecten op de populatieniveau van organismen in het watersysteem waaruit het water wordt onttrokken als organismen die gevoelig zijn voor inzuiging, bijvoorbeeld vislarven en juveniele vis, daadwerkelijk in het watersysteem aanwezig zijn.
- Bij uniforme verdeling vis over het watersysteem en passief gedrag van organismen in het ingetrokken water geeft het aandeel van het watersysteem dat wordt gebruikt voor koeling een indicatie van de kans op inzuiging. Het aandeel van het watersysteem dat wordt gebruikt voor koeling kan worden uitgedrukt als een verhoudingsgetal, ook wel ratio genoemd. Voor stromende wateren is de verhouding tussen het onttrekkingsdebiet en de afvoer van het watersysteem een redelijke indicatie van de kans op inzuiging.
- Voor (semi)stagnante watersystemen is omvang van het gebied waar ten gevolge van koelwateronttrekking een snelheidsgradiënt (v_{max}) ontstaat die groter is dan de snelheid die organismen (bijvoorbeeld vislarven of juveniele vis) kunnen weerstaan van belang. De omvang van dit gebied ($v > v_{max}$) hangt af van het koelwateronttrekkingsdebiet, de dimensies van het watersysteem en doorstroming van het watersysteem. Een indicatie voor de kans op inzuiging van vislarven vormt het relatieve aandeel (%) van het watersysteem waarvoor geldt ($v > v_{max}$). Voor consequenties op populatieniveau is ook de afvoer of doorstroming van het watersysteem (invloed van buitenaf) van belang. Deze informatie is verdisconteert in de parameter *ratio* (voor (semi) stagnante wateren). De (indicatieve) overall kans op inzuiging wordt dus bepaald door het aandeel van het watersysteem dat wordt gebruikt voor koeling (ratio) en het aandeel van het watersysteem dat waarvoor geldt ($v > v_{max}$).
- Limitering van de ratio resulteert zowel in de situatie van stromende wateren als in de situatie van (semi)stagnante wateren in limitering van de kans op inzuiging en dus in een bescherming van in het water aanwezige organismen tegen inzuiging.

Mengzone

Bij de discussie rond de mengzone spelen twee zaken een belangrijke rol te weten: *passeerbaarheid* van de mengzone en de *beïnvloeding van de habitat* als gevolg van de lozing. Vragen die in het verlengde hiervan spelen zijn: "Hoe groot mag de mengzone zijn?" en "Aan welke temperatuur is deze omvang dan gekoppeld?". In de immissietoets voor stoffen vindt toetsing plaats aan het ernstig risiconiveau (ER) op een afstand van 25 meter van het lozingspunt. Het ER is het risiconiveau boven het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR). Gezien de resultaten van de literatuurstudie lijkt een temperatuur van 30 °C een redelijk ER voor temperatuur in zoete oppervlaktewateren. Opgemerkt dient te worden dat dit een eerste inschatting is die in KRW-traject (Kaderrichtlijn Water) verder kan worden uitgewerkt. In de KRW wordt aangegeven dat fysisch chemische parameters geen waarden mogen aannemen die schadelijk zijn voor de "Goede Ecologische Toestand".

Naast de absolute temperatuur is ook de frequentie van temperatuurfluctuaties van belang. Op de eerder genoemde "expert-meeting" is door deskundigen aangegeven dat een temperatuur van 30 °C, het ER-niveau voor temperatuur, op de rand van de mengzone in het ontvangende water slechts gedurende één aaneengesloten periode van maximaal 7 dagen per jaar mag worden overschreden. Randvoorwaarde hierbij is dat de temperatuur van het oppervlaktewater bovenstreams 25 °C of meer bedraagt. De maximumtemperatuur op de rand van de mengzone in een dergelijke periode is vastgelegd op 32 °C. Uit onderzoek (Iger, Y, *et al.*, 1994) is aangetoond dat vis (salmoniden) na blootstelling aan een hogere temperatuur ongeveer 3 weken nodig heeft om te kunnen herstellen.

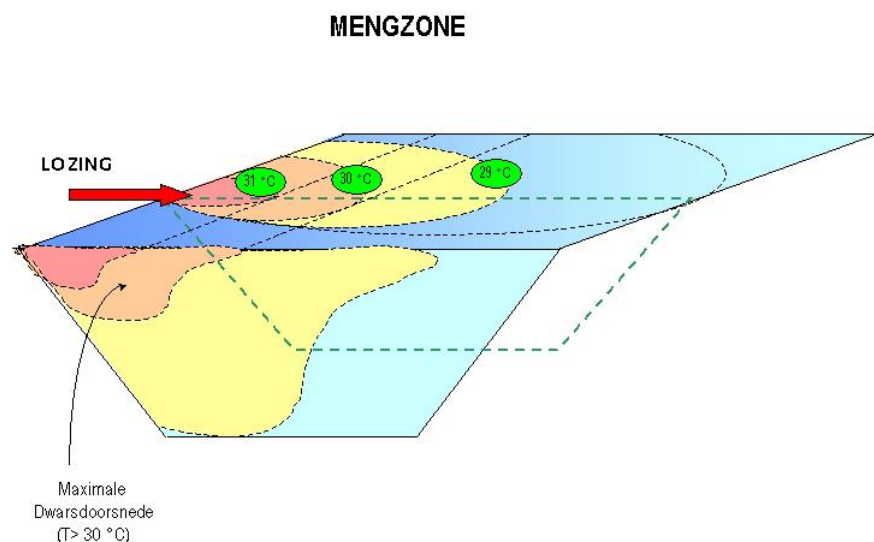
Door de overschrijdingsfrequentie te beperken tot één aangesloten periode van maximaal 7 dagen per jaar kunnen organismen zich in voldoende mate aan veranderende (warmere) omstandigheden aanpassen en herstellen. Het toestaan van meerdere periodes, ook al zijn die kort van duur, kan leiden tot extra stress voor vissen en is acclimatisatie onvoldoende gewaarborgd. Concrete onderzoeksresultaten naar de effecten in het ontvangende water onder deze omstandigheden zijn echter niet of nauwelijks voorhanden.

Op basis van het verschil tussen de gemiddelde zomer- en voorjaarstemperatuur is op de expert-meeting voorgesteld de maximale opwarming in het koelsysteem vast te leggen op 7 °C. De genoemde ΔT geldt alleen voor het biologische voorjaar wanneer de hoogste dichtheden aan vislarven in het water voorkomen. Tevens geldt in het biologisch voorjaar een maximumtemperatuur in het koelwater van 30 °C. In de mengzone mag de maximale temperatuursprong ten opzichte van de achtergrondtemperatuur niet méér dan 7 °C bedragen.

Voorgesteld wordt om het ER van 30 °C niet te toetsen op een afstand van 25 m, maar een maximum omvang van de natte dwarsdoorsnede van het oppervlaktewater te nemen waar de temperatuur hoger is dan het ER. In figuur 6.1 is de pluim weergegeven die ontstaat door een warmtelozing in oppervlaktewater.

Figuur 6.1

Impressie van koelwaterpluim in oppervlaktewater.



De mengzone mag niet te groot zijn, omdat in de mengzone niet wordt voldaan aan de algemene waterkwaliteitsdoelstellingen. Verder moeten organismen de kans hebben de warmtepluim te ontwijken (*passeerbaarheid*). Een warmtepluim mag dus niet een barrière vormen in de migratieroute. Dit is uiteraard alleen aan de orde voor mobiele soorten. Bij de migratie van smolts richting zee is het aannemelijk dat de vissen zich in de hoofdstroom bevinden omdat dit de snelste verplaatsing naar zee oplevert. Het begin van koelwaterpluimen, waar de temperatuur het hoogst is, is meestal smal en bevindt zich vlak langs de rivieroever. Dit blijkt uit de luchtopnamen van de koelwaterpluimen in de Waal bij de centrale Gelderland en in de IJssel bij de centrale Harculo (Haddingh, 1996). In deze situatie is de contactkans voor smolts met het warmste deel van de pluim gering en zijn effecten temperatuur van een (tijdelijk) verhoogde temperatuur nauwelijks te verwachten. Bij getijdenwateren met wisselende debieten zoals de Amer en de Nieuwe Waterweg kan het begin van de pluim wel breed zijn maar daar bevindt het warme water zich voornamelijk aan het oppervlak. Hier zouden de smolts de koelwaterpluim relatief gemakkelijk kunnen ontwijken door een grotere diepte op te zoeken. Daadwerkelijke onderzoeksresultaten over het gedrag van smolts in of nabij koelwaterpluimen in de praktijk is echter niets bekend.

In het kader van de KRW zullen beheerders ecologisch onderbouwde karakterisering en moeten geven van de onder hun beheer vallende watersystemen. Hierin speelt ook de temperatuurnormering een rol. Op welke wijze is op dit moment nog niet uitgekristalliseerd. In de KRW wordt aangegeven dat van de fysisch-chemische parameters (waaronder temperatuur) geen waarden mogen aannemen die nadelig zijn voor de "Goede Ecologische Toestand" van het watersysteem. In feite geldt dit ook voor de ER-waarde van 30 °C. Naar verwachting zal het leiden tot verschillen per watertype in Nederland. Tevens is internationale afstemming hieromtrent nodig. Door CIW kan hierop niet worden gewacht. Om deze reden wordt voorgesteld totdat nadere karakterisering van watersystemen in het kader van KRW heeft plaatsgevonden om de omvang van de mengzone voor rivieren voorlopig begrenzen. Vanuit *passeerbaarheid* lijkt een aandeel van maximaal 25% van de natte dwarsdoorsnede acceptabel. In de mengzone wordt niet voldaan aan de algemeen geldende waterkwaliteitseisen. Dit gebied wordt in feite onttrokken als habitat. Uit oogpunt van habitatreductie is het volume van de mengzone ($T > 30^{\circ}\text{C}$) van belang zowel lokaal als op watersysteemniveau.

Een nadere begrenzing van het totale volume aan mengzone, als relatief aandeel van het watersysteem, is gewenst. Begrenzing kan in principe ook per lozer worden geregeld.

Ook voor kanalen lijkt vanuit *passeerbaarheid* een begrenzing op 25% nog acceptabel. Voor kanalen die geen paai- en opgroeigebied vormen voor jonge vis en waarin hoofdzakelijk volwassen vis voorkomt is ook wel een hoger percentage, tot 50%, als bovengrens genoemd. Op dit

moment gelden in Nederland een drietal funktiedoelstellingen voor watersystemen, te weten: water voor zalmachtigen (Grensmaas), schelpdierwater (Ooster- en Westerschelde, Waddenzee en Grevelingenmeer en voordelta) en water voor karperachtigen (overige watersystemen). Deze indeling biedt onvoldoende aanknopingspunten om te komen tot een nadere karakterisering van kanalen.

In het kader van de KRW zullen beheerders ecologisch onderbouwde karakterisering en moeten geven van de onder hun beheer vallende watersystemen. Voorgesteld wordt om deze karakterisering te gebruiken als uitgangspunten te hanteren voor de nadere invulling van de dimensionering van de mengzone. Tot het moment dat deze karakterisering (KRW) gereed is wordt voorgesteld om voor kanalen vanuit passeerbaarheid uit te gaan van een maximum omvang van de mengzone van 25 % van de natte dwarsdoorsnede. Ook hier geldt dat vanuit de habitatreductie een nadere begrenzing van het volume van de mengzone wenselijk is.

Voor havens en meren zijn andere opties denkbaar of zelfs wenselijk. Zo is voor een lozing in een haven ook wel eens geopperd om de hele haven als mengzone te zien (zie figuur 6.2). Het voordeel van deze definitie is dat hij helder is. Nadeel is dat daarmee ook grotere delen van het oppervlaktewater niet meer behoeven te voldoen aan de waterkwaliteitsdoelstellingen. Denk daarbij bijvoorbeeld aan de uitgestrekte havens in Rotterdam waar veel koelwaterlozingen op plaatsvinden. Het is niet wenselijk om in een dergelijke situatie het hele havengebied als mengzone te bestempelen. Voorgesteld wordt om dit over te laten aan de waterkwaliteitsbeheerder.

.....
Figuur 6.2.

Voorbeeld van haven met meer dan één bekken.



Ook voor meren zal in het kader van de KRW door de beheerder op watersysteemniveau een nadere ecologisch onderbouwde karakterisering moeten worden gemaakt. Tot het moment van deze karakterisering wordt voorgesteld voor meren uit te gaan van de aanwezigheid van vislarven inclusief paaifunctie. Daarna kan worden bezien of en in hoeverre de KRW-karakterisering consequenties heeft voor criteria met betrekking tot inzuiging en/of opwarming.

Zoals al eerder aangegeven zijn bij de dimensionering van de mengzone twee zaken belangrijk, te weten: *passerbaarheid* van de mengzone en de *beïnvloeding van de habitat* als gevolg van de lozing. Ter plaatse van de lozing geeft de dwarsdoorsnede ($T > ER$) een indicatie van het gebied wat wordt opgeofferd aan habitat. Bij meren is het aandeel van de oeverzone dat wordt opgeofferd ten gevolge van warmtelozingen van groot belang. De gebieden aan de oever zijn de gebieden met de grootste visdichtheid.

Limitering van beïnvloeding van habitat

Vanuit passerbaarheid is het voorstel dat de mengzone niet meer dan 25% van de natte dwarsdoorsnede mag bedragen. Het volume van de mengzone dient beperkt te blijven, waarbij een maximum omvang niet scherp is te definiëren aan de hand van aquatische informatie.

Opwarming

Uit de literatuurstudie zijn geen duidelijke handvatten naar voren gekomen die aangeven wat de maximum opwarming op watersysteem zou mogen zijn om nog voldoende waarborgen te bieden voor het aquatische milieu. Dat maakt het bijzonder moeilijk om een maatlat te formuleren. Toch is een begrenzing nodig, zoals in paragraaf 6.1 is beargumenteerd. Gedacht kan worden aan het overnemen van Europese regelgeving op dit punt, namelijk de EG richtlijn 78/659/EEG. In deze richtlijn is voor oppervlaktewater met de functie "water voor karperachtigen", "water voor zalmachtigen" en "water voor schelpdieren" de maximale temperatuur vastgelegd op respectievelijk 28, 21,5 en 25 °C en de maximum opwarming ten gevolge van warmtelozingen op 3, 1,5 en 2 °C. Het overgrote deel van de Nederlandse zoete wateren heeft de functie "water voor karperachtigen". De functie "water voor zalmachtigen" is momenteel toegekend aan de Grensmaas (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1993; Saft 1996).

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

De literatuurstudie bestaat op hoofdlijnen uit drie delen. Het eerste deel is gericht op de effecten in de koelwaterketen. Organismen die de koelwaterketen zijn ingezogen ondervinden schade. Het tweede deel is gericht op de effecten van een warmtelozing op het ontvangende oppervlaktewater. Tot slot gaat het derde deel in op enkele praktijkervaringen inclusief de warme zomer van 2003.

De conclusies zijn in de volgende punten opgesomd.

- *Effecten in de koelwaterketen.* De mate van schade is afhankelijk van het soort organisme en de toestand waarin het organisme verkeert op het moment van inzuiging. De schade is op hoofdlijnen in te delen naar mechanische effecten, thermische effecten en effecten door gebruik van biociden.
 - Bij mechanische schade is onderscheid te maken naar organismen die door de zeven worden tegengehouden en organismen die de zeven passeren en verder de koelwaterketen ingaan. Bij een goed functionerend visafvoersysteem zijn overlevingscijfers van 50 tot 80% gevonden voor vis die de zeven niet passeert. Voor vis dat de zeven wel passeert zijn sterftcijfers gevonden van 18 tot 56%. Dit is bij afwezigheid van een warmteschok. Bij een warmteschok van 6 à 7,5 °C en een maximum temperatuur van 24 °C zijn sterftcijfers van 26 tot 97% gevonden.
 - Thermische schade treedt pas op bij en na passage van de condensor. Uit onderzoek volgt dat radardiertjes en koppotigen geen effect vertonen bij opwarming tot 34 °C. Zoöplankton vertoont bij een temperatuur van 30 °C geen sterfte, maar bij een temperatuur van 40 °C is de sterfte opgelopen naar 50 tot 100% afhankelijk van de soort. Ook fytoplankton vertoont bij 30 °C geen sterfte. Bij een temperatuur van 40 °C is de sterfte opgelopen van 0% tot meer dan 50% afhankelijk van de soort.
 - Biociden zijn bedoeld om organismen, die door zich te hechten aan de warmtewisselaar de werking van het koelsysteem nadelig kunnen beïnvloeden, in de koelwaterketen te bestrijden. Biociden worden gebruikt in de periode van april tot en met oktober. Dosering van biociden vindt veelal discontinu plaats (geringer verbruik), waarbij voor vissen toxische piekconcentraties kortdurend voor kunnen komen.
- *Effecten in oppervlaktewater.* Door het lozen van koelwater ontstaat een thermische pluim in het oppervlaktewater. Op hoofdlijnen zijn de effecten in te delen naar lokale effecten bij het lozingspunt en meer regionale effecten op

watersysteemniveau. Bij lokale effecten zijn mogelijke letale dan wel stress temperaturen voor organismen in beeld. Ook kunnen warmteminnende exoten overleven in de directe omgeving van de warmtelozing. Bij regionale effecten speelt ook de mogelijkheid dat door toename van de watertemperatuur een verschuiving optreedt in het ecosysteem.

- Bij fytoplankton treedt bij een hogere watertemperatuur een toename op van waterbloeien van cyanobacteriën. Verschuivingen binnen levensgemeenschappen van sessiele diatomeeën zijn al waarneembaar bij een watertemperatuur hoger dan 20 °C.
- De letale temperatuur van vlokreeften en pissebedden bedraagt 33 tot 34 °C.
- Voor de meeste zoetwatervissen ligt de letale temperatuur boven de 30 °C met maxima bij 35 à 36 °C voor soorten als blankvoorn, brasem en snoekbaars. Tot de zoetwatersoorten waarvoor de letale temperatuur relatief laag is behoren zeeforel (26 – 27 °C) en spiering (26 – 29 °C). Voor spiering, kwabaal, winde, serpeling en pos is in de paaiperiode (winter/voorjaar) een watertemperatuur lager dan 10 °C noodzakelijk. Wordt deze temperatuur niet bereikt dan stagneert de reproductie.
- *Praktijkervaringen.*
 - Brayton Point Station is een elektriciteitscentrale in de VS waar na een toename van het onttrekkingsdebiet in combinatie met een tweede onttrekkingslocatie nagenoeg de gehele populatie aan Winter Flounder, een bot soort, uit het oppervlaktewater is verdwenen. Dit terwijl op basis van de geloosde warmtevracht en de hiermee samenhangende waargenomen warmtepluim in het ontvangende water de waargenomen effecten niet kunnen worden verklaard. Ook het gebruik van biociden kan niet als oorzaak worden aangewezen. Ook aan het Bergumermeer staat een centrale die een relatief groot onttrekkingsdebiet heeft in relatie tot de omvang van het meer. Toch zijn er geen problemen bekend met betrekking tot de visstand in het meer. Een globale beschouwing van de situatie maakt duidelijk dat het onttrokken water afkomstig is van het Prinses Magrietkanaal en dat daardoor het meer in beperkte mate wordt beïnvloed door de centrale. Wat de onttrekkingseffecten van de centrale zijn buiten het meer zijn niet bekend. Beide situaties maken duidelijk dat een te grote onttrekking desastreuze effecten kan hebben op de visstand. Echter een goede analyse van de lokale situatie is noodzakelijk om een beeld te kunnen vormen van het effecten. Op dit moment zijn er in algemene zin geen gegevens bekend hoeveel vislarven en juveniele vis minimaal moeten overleven om een gezonde visstand en voedselketen in stand te houden.
 - In de zomer van 2003 zijn bij Lobith en Eijsden oppervlaktewatertemperaturen gemeten van 28 °C, hetgeen hoger is dan de MTR van 25 °C. In havens zijn zelfs

temperaturen tot ongeveer 30 °C waargenomen, maar daar zijn geen duidelijke effecten zichtbaar geworden. Vluchtgedrag naar oppervlaktewater met een lagere temperatuur en acclimatisatie zijn hiervoor een mogelijke verklaring.

- *Lacunes in kennis.*

Op een aantal aspecten zijn lacunes in kennis geïdentificeerd, te weten: integrale effecten van warmtelozingen op groepsniveau, het ontbreken van gestandaardiseerde monitoring van effecten van warmtelozingen, relatie tussen opwarming en het binnentrekken van diadrome soorten, effecten van thermische lozingen op vegetatie en mogelijke combinatie-effecten is samenhang met afvalwaterlozingen, diffuse verontreinigingsbronnen en nutriënten (zie bijlage 5).

7.2 Aanbevelingen

Aan de hand van de resultaten van de literatuurstudie is een voorstel geformuleerd voor de te gebruiken toetsingscriteria bij het beoordelen van een warmtelozing. Aanvullend zijn mogelijke maatlaten voor de toetsingscriteria genoemd. De voorgestelde toetsingscriteria zijn: onttrekking, mengzone en opwarming.

- *Onttrekking.*

Bij onttrekking gaat het om de schade aan organismen die de koelwaterketen zijn ingezogen. De mate van schade is soort en locatie afhankelijk. Vislarven en juveniele vis zijn gevoeliger zijn voor schade dan andere organismen, zoals plankton en macrovertebraten. Om deze reden kunnen effecten betrokken op deze organismen als maatgevend worden beschouwd voor het opstellen van een maatlat. De sterftcijfers lopen globaal van rond de 30% voor baarsachtigen naar bijna volledige sterfte voor spiering. De sterftcijfers gelden nog voor een beperkte temperatuurschok en maximum temperatuur van ongeveer 24 °C. Bij grotere temperatuurschokken en maximum temperaturen in de koelwaterketen zal het sterftcijfer verder toenemen. De inschatting is dat voor gevoelige soorten een blootstelling aan een temperatuur ruim boven de letale temperatuur (bijvoorbeeld 40 – 50 °C) gedurende enkele minuten voldoende is voor een letaal effect.

Het biologisch voorjaar is de meest kritische periode, omdat dan de kans bestaat dat vislarven en juveniele vis de koelwaterketen worden ingezogen. Voorgesteld wordt om voor het biologische voorjaar de periode van 1 maart tot 1 juni te nemen. Met name in deze periode dient de hoeveelheid onttrokken water beperkt te zijn in verhouding tot het oppervlaktewater. Aanbevolen wordt om waar mogelijk het koelwaterdebiet te beperken en een (grote) onttrekking niet te situeren in een paaigebied en/of opgroeigebied voor juveniele vis.

- *Mengzone.*

Vanuit het aquatische milieu bestaat de wens om de lozings-temperatuur zo laag mogelijk te houden. Het streven naar een lage lozingstemperatuur kan echter leiden tot een situatie dat een warmtelozers de lozingstemperatuur omlaag brengt door het debiet te vergroten. Dit is niet wenselijk, omdat daardoor de onttrekking toeneemt. Het voorstel is om geen eisen op te nemen voor de temperatuur van het koelwater zelf, maar het effect van de lozing in het oppervlaktewater te toetsen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het begrip mengzone. Dit is een beperkt gebied rond het lozingspunt waar de algemene waterkwaliteitsdoelstellingen niet gelden. Voorgesteld wordt om de mengzone te begrenzen door de 30 °C contour in het oppervlaktewater, waarbij de mengzone niet meer dan 25% van de natte dwarsdoorsnede van een waterloop mag omvatten. Dit om de passeerbaarheid van de pluim mogelijk te maken.

In de mengzone wordt niet voldaan aan de algemeen geldende waterkwaliteitseisen. Dit gebied wordt in feite onttrokken als habitat. Uit oogpunt van habitatreductie is het volume van de mengzone ($T > 30^{\circ}\text{C}$) van belang zowel lokaal als op watersysteemniveau. Begrenzing, hetzij direct of indirect, van het volume van de mengzone is vanuit deze optiek gewenst.

Op de "expert-meeting" is door deskundigen aangegeven dat een temperatuur van 30 °C op de rand van de mengzone in het ontvangende oppervlaktewater slechts gedurende één aaneengesloten periode van maximaal 7 dagen per jaar zou mogen worden overschreden tot een maximum van 32 °C. Randvoorwaarde hierbij is dat de temperatuur van het oppervlaktewater bovenstroom 25 °C of meer bedraagt.

- *Opwarming.*

Warmtelozingen resulteren in opwarming van het oppervlaktewater. In feite ontstaat een evenwicht tussen de warmtelozing en afkoeling aan de lucht. Uit de literatuurstudie volgt dat opwarming van oppervlaktewater effecten heeft op de samenstelling van het aquatische ecosysteem. Alleen een toetsing aan de mengzone biedt onvoldoende waarborgen voor het aquatische milieu, omdat dan bijvoorbeeld grote delen van het oppervlaktewater kunnen worden opgewarmd tot bijna 30 °C.

Voorgesteld wordt om aan te sluiten bij Europese regelgeving, namelijk de EG richtlijn 78/659/EEG. In deze richtlijn is voor oppervlaktewater met de functie "water voor karperachtigen", "water voor zalmachtigen" en "water voor schelpdieren" de maximale temperatuur op respectievelijk 28, 21,5 en 25 °C vastgelegd en de maximum opwarming ten gevolge van warmtelozingen op respectievelijk 3, 1,5 en 2 °C. Het overgrote deel van de Nederlandse zoete wateren heeft de functie "water voor karperachtigen" (derde Nota Waterhuishouding (1989) en Beheersplan Rijkswateren 1992-1996), waarvoor een maximum opwarming geldt van 3 °C. De functie "water voor zalmachtigen is

momenteel toegekend aan de Grensmaas, waarvoor een maximum opwarming ten gevolge van warmtelozingen van 1,5 °C is vastgelegd.

- *Lacunes in kennis*

Aanbevolen wordt om onderzoek op te pakken met betrekking tot de gesignaleerde lacunes in kennis rond de problematiek van warmtelozingen en hiermee samenhangende effecten voor het aquatische milieu.

8 Literatuur

Adamek, A & P. Obrdlik, 1977. Food of important cyprinid species in the warmed barb-zone of the Oslava river. *Folia Zool.*, 26: 171-182.

Alabaster, J.S., 1964. The effect of heated effluents on fish. *Adv. Water Poll. Res., Proc. 1st Int. Conf. 1962.*

Alabaster, J.S., 1967. The survival of salmon (*Salmo salar*) and sea-trout (*Salmo trutta*) in fresh and saline water at high temperatures. *Wat. Res.* 1: 717-730.

Alabaster, J.S. & R. Lloyd, 1980. Waterquality criteria for freshwater fish. Butterworths, London and Boston, 297 pag.

Bamber, R.N., 1990. Power station thermal effluents and marine crustaceans. *J. Therm. Biol.*, 15: 91-96.

Bij de Vaate, A., K. Jazdzewski, H. Ketelaars, S. Gollasch & G. van der Velde, 2002. Geographical patterns in range extension of macro-invertebrate Ponto-Caspian species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1159-1174.

Bij de Vaate, A., A. Naber & P.J. den Besten, 1994. Population dynamics of *Melanoides tuberculata* (Müller) (*Gastropoda: Prosobranchia: Thiari-dae*) near a cooling water discharge in the Twenthe Canal (The Netherlands). *Basteria* 58 (1/2): 3-10.

Bij de Vaate, A & A.W. Breukelaar, 2001. De migratie van Zeeforel in Nederland. Rijksinstituut voor Intergraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, rapport nr. 2001.046, ISBN 9036954037.

Brett, J.R., 1970. Fishes, functional responses. In: Kinne, O. (Ed.), *Marine Ecology: A Comprehensive, Integrated Treatise on Life in Oceans and Coastal Waters. Vol. I: Environmental Factors, Part 1:* 516-560. Wiley, New York.

Brock, T.D., 1975. Predicting the ecological consequences of thermal pollution from observations on geothermal habitats, p. 599-621. In: IAEA, International Atomic Energy Agency: Environmental effects of cooling systems at nuclear power plants. Nr IAEA-SM-187/9, Vienna.

CIW, 2000. Beoordelingssystematiek voor stoffen

Cotter, A.J.R., D.J.H. Phillips & M. Ahsanullah, 1982. The significance of temperature, salinity and zinc as lethal factors for the mussel, *Mytilus edulis* in a polluted estuary. *Mar. Biol.*, 68: 135-141.

Dale, V.H. & G.L. Swartzman, 1984. Simulating the effects of increased temperature in a plankton ecosystem: A case study. In Shubert, L.E. (ed.) Algae as ecological indicators: 395-427. Academic Press, London.

De Nie, H., 1982. Effects of thermal effluents from the Bergum Power Station on the zooplankton populatie in the Bergummermeer. *Hydrobiologia* 95: pp. 337-349.

De Mott, W.R., 1989. The role of competition in zooplankton succession. In: Sommer, U. (ed), Plankton ecology: succession in plankton communities: 195-252. Springer Verlag, Berlin.

De Zwart, D., 1982. De biologische effecten van doorstroomkoeling: een literatuurstudie. Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, Den Haag, rapport nr. 82-8. 48 pag.

Dive, D.G., Leclerc, H., Dejonckheere, J.F., 1981. Isolation of *Naegleria fowleri* from the cooling pond of an electric power plant in France. *Ann. Microbiol.* 132: 97-105.

Dokulil, M.T., U.H. Humpesch, R. Schmidt & M. Pöckl, 1993. Limnologie: auswirkungen geänderter Klimaverhältnisse auf die Ökologie von Oberflächengewässer in Österreich. Anthropogene Klimaänderungen, Österreichische Akademie der Wissenschaften. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften.

EPA, 2002. Clean Water Act NPDES permitting determinations for thermal discharge and cooling water intake Brayton Point Station in Somerset, MA. Rapport EPA New England, nr. MA 3654.

Flint, N.A. & J.D. Madsen, 1995. The effect of temperature and daylength on the germination of *Potamogeton nodosus* tubers. *J. Freshw. Ecol.* 10: 125-128.

Geltink, H., 1983. Effecten van de temperatuur van het inundatiewater op de reactie van de schorrevegetatie bij verlengde inundatie. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke, rapport nr. 3-1983. 33 pag.

Hadderingh, R.H., 1975. Effects of the cooling water discharge on the macroinvertebrates and fish populations around Flevo power station. *Verh. Internat Verein. Limnol.*, 19: 2214-2218.

Hadderingh, R.H. 1979. Schade aan ingezogen vis door electriciteitscentrales. Het probleem en wat er aan te doen is. *Electrotechniek* 57 (11): 564-583.

Hadderingh, R.H. 1982. Experimental reduction of fish impingement by artificial illumination at Bergum power station. *Int. Rev. Ges. Hydrobiologie* 67: 887-900.

Haddingh, R.H., G. van der Velde & P.G. Schnabel, 1987. The effect of heated effluent on the occurrence and the reproduction of the freshwater limpets *Ancylus fluviatilis* Müller, 1774, *Ferrissia wautieri* (Mirolli, 1960) and *Acroloxus lacustris* (L., 1758) in two Dutch water bodies. *Hydrobiological Bulletin* 21: 193-205.

Haddingh, R.H., 1994^A. Literatuurstudie naar de reactie van migrerende salmoniden op verhoogde watertemperatuur, met bijzondere aandacht voor opgewarmd koelwater. KEMA, rapport 63887-KES/WBR 94-3121.

Haddingh, R.H., 1994^B. Gedrag van jonge salmoniden onder laboratoriumomstandigheden op verhoogde watertemperatuur. KEMA, rapport 63887-KES/WBR 94-3114.

Haddingh, R.H., Potter de, M.R., 1995. Reduction of fish mortality at power stations. POWER-GEN'95 EUROPE, 16-18 May Amsterdam.

Haddingh, R.H., 1996. Herstel van zalmachtigen in de Nederlandse rivieren in relatie met de E-bedrijven. Rapport 64518-KES/WBR 96-3109.

Haddingh, R.H., Janssen-Mommen, J.P.M., 2000. Inventarisatie gevoeligheid oppervlaktewateren voor warmtelozingen. Rapport in opdracht van RWS. KEMA rapport nr 50050786 KPS/MEC 00-6057.

Halsband, E. & I. Halsband, 1992. Die Entwicklung der Elektrofischereianlagen von den Anfängen bis zur Hightech der Gegenwart und ihr Einsatz in der Praxis. *Fischer & Teichwirt* 8: 302-304.

Hickman, M. & D.M. Klarer. 1974. The growth of some epiphytic algae in a lake receiving thermal effluent. *Arch. Hydrobiology*, 74: 403-426.

Hickman, M. & D.M. Klarer, 1975. The effect of the discharge of thermal effluent from a powerstation on the primary productivity of an epiphytic algal community. *Br. Phycol. J.* 10: 81-91.

Horoszewicz, L., 1973. Lethal and disturbing temperature in some fish species from lakes with normal and artificially elevated temperature. *J. Fish Biol.* 5: 165-181.

Humpesch, U.M., M. Dokulil, J.M. Elliott & A. Herzig, 1981. Auswirkungen der thermischen Gewässerbeeinflussung. *Wasserwirtschaft, Wasserversorge. Forschungsarbeiten no. 257 BM Land- und Forstwirtschaft, Sekt. IV, Wien.*

Iger, Y., Jenner, H.A. & S.E. Wendelaar-Bonga, 1994. Cellular responses in the skin of the trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to temperature elevation. *J. Fish Biol.* 44, 921-935.

Kititsyna, L.A. 1980. Ecological and physiological peculiarities of *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichw.) in the region of the Tripolye State Supercentral Electric Station heated water discharge. *Gidrobiol. Zh.* 16: 77-85.

Knight-Jones, E.W. & E. Morgan, 1966. Responses of marine animals to changes in hydrostatic pressure. In: Barnes, H. (Ed.), *Oceanography and Marine Biology. An annual review*, Vol 4: 267-300, George Allen and Unwin, London.

Koops, F.B.J., 1971. Rapport betreffende incidenteel biologisch onderzoek in het koelwatercircuit van de elektriciteitscentrale te 's Gravenhage op 20/9 - 21/9 en 23/9 - 24/9 1971. KEMA, Arnhem, rapport nr. IV 9889-71.

Koops, F.B.J., 1975. Plankton investigations near Flevo power station. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 2207-2213.

Koops, F.B.J., 1979. Vegetatie langs en in het noordelijk deel van het Bergumermeer in 1970 en 1978. KEMA, Arnhem, rapport nr. IV 4297-79 MO-B.

Lampert, W., 1977. Studies on the carbon balance of *Daphnia pulex* De Geer as related to environmental conditions. IV. Determination of the "threshold" concentration as a factor controlling the abundance of zooplankton species. *Archiv für Hydrobiol. Suppl.* 48: 361-368.

Langford, T.E., 1971. The biological assessment of thermal effects in some British rivers. In *Symp. Freshwat. Biol. and Elect. Power Generation 22nd April 1972*, Cent. Elect. Generating Bd.: 9-40.

Loeffelman, P.H., D.A. Klinect & J.H. van Hassel, 1991. Fish protection at water intakes using a new signal development process and sound system. In: *Waterpower '91. Proceedings of the International Conference on Hydropower*. American Society of Civil Engineers, Denver, Colorado, p. 355-365.

Lynch, M., 1977. Fitness and optimal size in zooplankton populations. *Ecology* 58: 763-774.

Marteijn, E., J. van de Kamer, U. Pakes, P. Kruitwagen & R.J. Saft, 1994. Letale effecten van temperatuur op organismen. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, ongepubliceerd rapport. 6 pag.

McKee, D. en D. Ebext, 1996. The effect of temperature on maturation threshold body length *Daphnia Magna*. *Oecologia*, 108: 627-630.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1993. Beheersplan voor de Rijkswateren 1992-1996. ministerie van Verkeer en waterstaat, Rijkswaterstaat, mei 1993.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989. Derde Nota Waterhuishouding, Tweede Kamer 1988-1989, 21250, nrs 1-2..

Murphy, J.C., C.T. Garten, M.H. Smith & E.A. Standora, 1976. Thermal tolerance and respiratory movement of bluegill from two populations tested at different levels of acclimation temperature and water hardness, p. 145-147. In: Esch, G.W. & R. W. McFarlane (Eds.), Thermal Ecology II. CONF 750425. ERDA Symposium Series.

Menezes, J.K., S.W. Dolat, G.W. Tiller & P.J. Dolan, 1992. The electronic fish startle system. Sonalysts, Inc., Waterford, Connecticut.

Neill, W.E., 1981. Developmental responses of juvenile *Daphnia rosea* to experimental alteration of temperature and natural seston concentration. Can. J. Zool. 38: 1357-1362.

Orcutt, J.D., Jr & K.G. Porter, 1983. Diel vertical migration by zooplankton: constant and fluctuating temperature effects on life history parameters of *Daphnia*. Limnol. Oceanogr. 28: 720-730.

Orcutt, J.R., Jr & K.G. Porter, 1984. The synergistic effects of temperature and food concentration on life history parameters of *Daphnia*. Oecologia 63: 300-306.

Patrick, R., 1974. Effects of abnormal temperatures on algal communities. In Gibbons, J.W. & R.R. Sharitz (Eds.), Thermal Ecology: 335-349.

Pavlov, D.S., 1969. The optomotor reaction of fishes. Fisheries Reports. F.A.O. 62 (3): 803-808.

Pavlov, D.S., 1970. The optomotor reaction and peculiarities of fish orientation in a water flow. Nauka, Moscow.

Pavlov, D.S., 1979. The biological basis of fish behaviour control in a water flow. Nauka, Moscow.

Pavlov, D.S., 1989. Structures assisting the migration of non-salmonid fish: USSR. F.A.O. Technical Paper, No. 308, Rome, F.A.O.

Pringuez, E., 2001. Environmental control of *Naegleria fowleri*. In: IXth International Meeting on the Biology and Pathogenicity of free-living Amoebae (eds. S. Billot-Bonef, P.A. Cabannes, F. Marciano-Cabral, P. Pernin and E. Pringuez) ISBN: 2-7420-0371-1 Printed by John LibbeyEurtext, France pp 340.

Robarts, R.D. & T. Zohary, 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity respiration and growth rates of bloom-forming cyanobacteria.

Ruggles, C.P., 1992. What's new in downstream fish passage? Fourth International Atlantic Salmon Symposium, St. Andrews, New Brunswick, Canada.

N.Z.J. Mar. Freshw. Res. 21: 391-399. Sadler, K., 1979. Effects of temperature on the growth and survival of the european eel, *Anguilla anguilla*. L. J. Fish. Biol., 15: 499-507.

Saft, R.J., 1996. Warmte-emissies in Wvo-vergunningen: een handreiking voor vergunningverleners. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, Lelystad, rapport nr. 96.027. 32 pag.

Savage, P.D., 1970. Some aspects of the phytoplankton of Southampton water. Brit. Phycol. Bull. 2 (51): 516.

Sonneveldt, H.L.A. & A.C. Baart, 1996. Berekeningen van chemische en thermische barrières voor zalmachtigen. Waterloopkundig Laboratorium, rapport T1619.

Svensson, R. & M. Wigren-Svensson, 1992. Effects of cooling water discharge on the vegetation in the Forsmark Biotest Basin, Sweden. Aquat. Bot. 42: 121-141.

Tilman, D. & R.L. Kiesling, 1984. Freshwater algal taxonomy: taxonomic tradeoffs in the temperature dependence of nutrient competitive abilities. In: Klug, M.J. & C.A. Reddy (eds.) Current Perspectives in Microbial Ecology: 314-319. American Society of Microbiology, Washington.

Turnpenny, A.W.H. & C.J.L. Taylor, 2000. An assessment of the effect of the Sizewell power stations on fish populations; Hydroécol. Appl. 12 (1-2): 87-134.

Van Urk, G. & J. Koolen, 1972. Effecten van warmtelozingen. RIZA, Lelystad, ongepubliceerd rapport.

Van der Velde, G., I. Nagelkerken, S. Rajagopal & A. bij de Vaate, 2002. Invasions by alien species in inland freshwater bodies in Western Europe: the Rhine delta. In: Leppäkoski, E., S. Gollasch & S. Olenin (Eds.), Aquatic invasive species of Europe. Distribution, impacts and management: 360-372. Kluwer, Dordrecht.

Videler, J.J., 1993. Fish swimming. Fish and Fisheries Series 10 Chapman & Hall, London. ISBN 0 412 40860 0.

Vink-Lievaart, M.A., A.M. Groenendijk, M. Bouts & H. Geltink, 1984. Effecten van de temperatuur van het inundatiewater op de reactie van een aantal schorreplanten bij verlengde inundatie. VEGIN, Yerseke, rapport nr. 3-1984.

Visser, P.M., 1995. Growth and vertical movement of the cyanobacterium *Microcystis* in stable and artificially mixed water columns. Thesis Universiteit van Amsterdam.

Vriese, F.T., 1993. Visgeleidingssystemen bij waterkrachtcentrales. OR/OVB 1992-02. Nieuwegein, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. OVB-Onderzoeksrapport 1993-20.

Wanders, B., H. de Nie, B. Richter, A. Frank-Landman & K. Swart, 1980. Gevolgen van koelwaterlozing op groei en voorkomen van plankton in het Bergumermeer. Limnologisch Instituut, Nieuwersluis en Oosterzee, rapport nr. 1980-2.

Yagi, H. & H.J. Ceccaldi, 1984. The combined effects of temperature and salinity on the metamorphosis and larval growth of the common prawn, *Palaemon serratur* (Pennant), (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). *Aquaculture*, 37: 73-85.

Yeung, H.Y., 1983. A review of the effects of temperature and thermal discharge from power stations on aquatic biota with particular reference to China Light and Power Castle- Peak "A" Power Station. China Light and Power Co. Ltd. Scientific and Technical Services Department, report nr. SSB/ES/R/10-83, p. 231-266.

Bijlage 1: Invulling definitie biologisch voorjaar

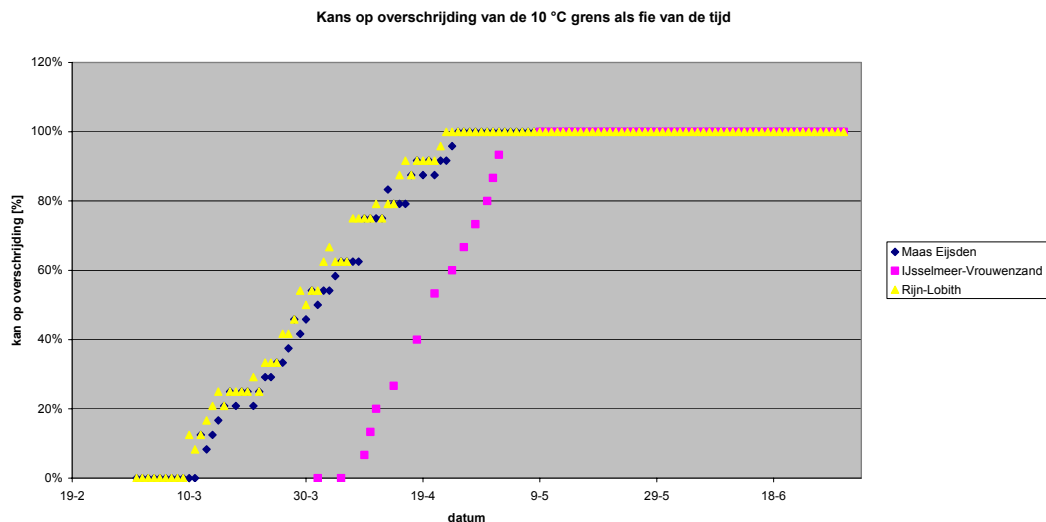
Voor het biologisch voorjaar zijn in theorie verschillende definities denkbaar, zoals bijvoorbeeld: "Het biologisch voorjaar wordt voor alle zoete oppervlaktewateren gedefinieerd als de periode van 90 dagen volgend op de datum waarop voor de eerste keer in het jaar de 10 °C-grens in het IJsselmeer wordt overschreden". Gekozen is voor het IJsselmeer omdat dit een relatief groot waterlichaam is met een naar verhouding geringe thermische belasting. Een geschikt meetpunt zou bij Trintelhaven (langs de dijk Enkhuizen-Lelystad) of Breezanddijk (halverwege de Afsluitdijk) moeten worden ingericht. Beide locaties liggen ver verwijderd van centra met economische activiteit en die is daar in de toekomst ook niet te verwachten.

Dit is een elegante definitie die nauw aansluit bij de actuele temperatuursontwikkelingen in watersystemen, maar in de praktijk lastig uitvoerbaar, omdat alle bedrijven nauwlettend moeten volgen wat de referentie-temperatuur is. Bovendien moet ook de vraag worden gesteld in hoeverre de temperatuur in het IJsselmeer ook maatgevend is voor de temperatuur in de overige Nederlandse wateren. Daarnaast ook de praktische toepasbaarheid van belang. Om op de eerste vraag te beantwoorden zijn de beschikbare gegevens voor Lobith en Eijsden (afgelopen 24 jaar) en het IJsselmeer (Vrouwenzand, 1980-1994) nog eens op een rij gezet. Het gaat om etmaalgemiddelde waarden voor Eijsden en Lobith en meetwaarden gemeten rond 12.00 uur in geval van Vrouwenzand. De praktijk leert dat etmaalgemiddelde waarden in het algemeen weinig afwijken van de gemeten waarden rond 12.00 uur, hooguit enkele tienden van een graad. Vervolgens is gekeken op welk moment de 10 °C grens voor het eerst wordt overschreden in het voorjaar. Dit moment kan worden gezien als de start van het "biologische voorjaar".

In figuur I-1 is weergegeven hoe groot de kans op overschrijden van 10 °C grens is, als functie van de tijd, gebaseerd op beschikbare meetcijfers van de afgelopen 25 jaar. De overschrijdingskans is uitgedrukt als percentielwaarde. Bijvoorbeeld op 10 maart wordt voor de Rijn bij Lobith de 10 °C niveau voor het eerst overschreden, de overschrijdingskans is dan $1/25 = 4\%$. Uit het overzicht wordt duidelijk dat de 10 °C grens in het IJsselmeer later wordt overschreden (3-4 weken) dan in de rivieren Rijn en Maas. Ter illustratie: rond medio maart ca. 20-25% kans bestaat op overschrijden van het 10 °C niveau voor de rivieren Maas en Rijn, terwijl in het IJsselmeer op dat tijdstip de temperatuur altijd nog beneden de 10 °C ligt. Rond 1 april is de kans op overschrijden van het 10 °C niveau ca. 40-50%. In het IJsselmeer wordt de temperatuurgrens van 10 °C op dat moment nog niet overschreden. Rond 20 april is de kans op overschrijden van het 10 °C niveau vrijwel 100 %, terwijl in het IJsselmeer de overschrijdingskans van de 10 °C grens ca. 40 % bedraagt.

Figuur I-1

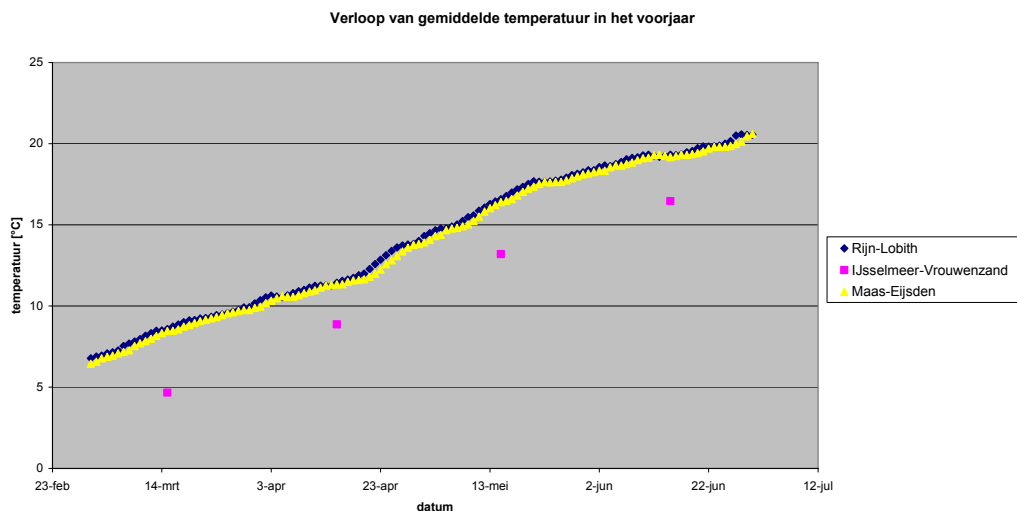
Kans op overschrijding van de 10 °C grens als functie van de tijd.



In figuur I-2 zijn ook de gemiddelde temperaturen, gebaseerd op de meetgegevens over de beschikbare jaren, als functie van tijd uitgezet. Uit de bovenstaande figuur volgt dat de gemiddelde temperatuur in de rivieren Maas en Rijn rond 30/3 de gemiddelde temperatuur 10 °C wordt bereikt. Voor het IJsselmeer wordt dit temperatuurniveau bereikt op rond 20 april. Op basis van de gemiddelde temperatuur loopt de start van het "biologische voorjaar" in het IJsselmeer ca. 3 weken achter bij de rivieren.

Figuur I-2

Verloop van de gemiddelde temperatuur in het voorjaar als functie van de tijd.



Vanuit de biologie geredeneerd is het begin van het biologische voorjaar het meest cruciaal is voor de definiëring van het biologisch voorjaar. Uit de analyse van de afgelopen 25 jaar van de meetcijfers van Lobith en Eijsden en de meetcijfers van het IJsselmeer over de periode 1980-1994, blijkt:

-
- dat meetcijfers van Lobith en Eijsden globaal redelijk tot goed vergelijkbaar zijn
 - de 10 °C grens in het IJsselmeer later wordt overschreden (3-4 weken) dan in de rivieren Rijn en Maas.
 - Start biologisch voorjaar in de rivieren Maas en Rijn : rond medio maart (20-25% overschrijdingskans) en rond 1 april is overschrijdingskans van 10 °C grens gestegen tot 40-50%.
 - Kijkende naar de meetcijfers verzameld voor Lobith en Eijsden kan worden geconcludeerd dat de start van het biologische voorjaar (het voor de eerste keer overschrijden van de 10 °C-grens in het voorjaar) een spreiding vertoont van begin maart tot medio april.
 - Verzamelde meetcijfers voor het IJsselmeer leiden tot de conclusie dat de start van het biologische voorjaar een spreiding vertoont van medio april tot eind begin/medio mei.
 - Op basis van de gemiddelde temperatuur over de afgelopen 25 jaar zowel bij Lobith als bij Eijsden begint het 'biologische voorjaar' begint rond 1 april.
 - Op basis van de gemiddelde temperatuur over de periode 1980-1994 in het IJsselmeer begint het 'biologische voorjaar' begint rond 25 april.
 - De start van het biologische voorjaar in het IJsselmeer loopt ca. 3-4 weken achter bij de start van het 'biologische voorjaar' in rivieren.
 - Om reden van eenduidigheid en praktische toepasbaarheid heeft het hanteren van een vaste periode voor het 'biologische voorjaar', mits goed gekozen, de voorkeur.

Vanuit de biologie geredeneerd is de start van het biologische voorjaar het meest cruciaal. Voorkomen moet worden dat 'te laat wordt gestart met het biologische voorjaar' waardoor criteria geldend voor het biologische voorjaar te laat van kracht worden en er mogelijk onnodige schade kan optreden ten gevolge van inzuiging van vislarven in koelsystemen bij een vroege start van het biologische voorjaar.

Om deze reden wordt voorgesteld het biologische voorjaar te laten starten rond 1 maart (nagenoeg 100 % kans dat biologische voorjaar ook daadwerkelijk start op dit moment of iets later) en te laten duren tot 1 juni.

Bijlage 2: Beknopt overzicht van belangrijkste pathogenen in oppervlaktewater

Ziekteverwekker	Ziekte	Transmissie mechanisme
Entamoeba spec.	Amoebiasis, darminfecties	Water, voedsel, fecaal/oraal
Acanthamoeba spec.	Encephalitis, hoornvliesontsteking, huidzweren	Water, aerosolen
Cyclospora cayentanensis	Cyclosporiasis, darminfectie	Water, voedsel, fecaal/oraal, slechte hygiëne
Cryptosporidium parvum	Cryptosporidiosis	Voedsel, water, fecaal/oraal
Giardia lamblia	Giardiasis, hevige koorts	Water, voedsel, fecaal/oraal
Hartmannella veriformis	Amoebiasis, Hartmannelliasis, hersenvliesontsteking	Water, aerosolen
Naegleria fowleri	Encephalitis (hersenvliesontsteking)	Water, via nasale passage na onderdompeling, aerosolen

Bijlage 3: Overzicht van letale temperaturen voor groepen van vissen met verschillende gevoeligheid. (*) = acclimatisatietemperatuur onder 22 °C

Tolerant Letale Temp. > 32°C	Gevoelig Letale Temp. 28 - 30.5°C	Zeer gevoelig Letale Temp. < 27°C
<i>EURYTOOP</i>		
Aal		
Baars		
Blankvoorn		
Brasem		
Karper		
Pos		
Snoekbaars		
<i>LIMNOFIEL</i>		
Kroeskarper		
Rietvoorn		
Snoek		
Zeelt		
<i>RHEOFIEL partieel</i>		
Alver		
Riviergrondel		
Winde		
<i>RHEOFIEL obligaat</i>		
Bermpje	Barbeel (*)	Beekforel
Kopvoorn		
Rivierdonderpad		
<i>RHEOFIEL zoet-zout</i>		
Driedrn. Stekelbaars	Bot (*)	Grote marene (*)
Zeeprik	Zalm	Spiering
		Zeeforel
<i>ZEEVISSOORTEN</i>		
Tong	Ansjovis (*)	Haring (*)
	Koolvis	Kabeljauw
		Schelvis
		Tarbot
Totaal 20	Totaal 5	Totaal 8

Bijlage 4: Overzicht van allochtone ongewervelde diersoorten en vissen die recent in de Nederlandse oppervlaktewateren zijn aangetroffen

.....

Soort	Ned. naam	Afkomstig uit	Vector	In NI sinds	Milieu
Algen					
<i>Bacillariophyceae</i>					
<i>Coscinodiscus wailesii</i>		N-Pacific	schepen/aquacultuur	1977	marien
<i>Odontella (Biddulphia) sinensis</i>		N-Pacific	schepen	1903	marien
<i>Thalassiosira hendeyi</i>		Z-Atlantische Oceaan	schepen	1978	marien
<i>Thalassiosira punctigera</i>		N-Pacific	schepen/aquacultuur	1978	marien
<i>Thalassiosira tealata</i>		N-Pacific	schepen/aquacultuur	1950	marien
<i>Chlorophyceae</i>					
<i>Codium fragile ssp. atlanticum</i>		N-Pacific	aquacultuur	1839	marien
<i>Codium fragile ssp. scandinavicum</i>		N-Pacific	schepen/aquacultuur	1919	marien
<i>Codium fragile ssp. tomentosoides</i>		N-Pacific	schepen/aquacultuur	1900	marien
<i>Dinophyceae</i>					
<i>Alexandrium leei</i>		N-Pacific		1995	marien
<i>Gymnodinium mikimotoi</i>		N-Pacific		1966	marien
<i>Phaeophyceae</i>					
<i>Colpomenia peregrina</i>		Indo-Pacific	aquacultuur	1905	marien
<i>Corynophlæa umbellata</i>		N-Pacific	aquacultuur	1990	marien
<i>Fucus evanescens</i>		N-Pacific		1902	marien
<i>Sargassum muticum</i>		N-Pacific	aquacultuur	1960-er	marien
<i>Undaria pinnatifida</i>		N-Pacific	schepen/aquacultuur	1986	marien
<i>Raphidophyceae</i>					
<i>Chattonella sp.</i>		N-Pacific		1991	marien
<i>Fibrocapsa japonica</i>		N-Pacific		1991	marien
<i>Rhodophyceae</i>					
<i>Agardiella subulata</i>			aquacultuur	1973	marien
<i>Anotrichium furcellatum</i>		N-Pacific		1976	marien
<i>Antithamnionella spirographidis</i>		N-Pacific	schepen	1906	marien
<i>Antithamnionella ternifolia</i>		Z-Pacific	schepen	1926	marien
<i>Asparagopsis armata</i>		Z-Pacific	aquacultuur	1950	marien
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>		N-Pacific	aquacultuur	1890	marien
<i>Dasya baillouviana</i>		W-Atlantische Oceaan?	aquacultuur	1950	marien
<i>Dasyisiphonia sp.</i>		N-Pacific	aquacultuur	1994	marien
<i>Grateloupia doryphora</i>		N-Pacific	aquacultuur	1969	marien
<i>Grateloupia luxurians</i>		Indo-Pacific	aquacultuur	1947	marien
<i>Polysiphonia harveyi</i>		N-Pacific	aquacultuur	1908	marien
<i>Polysiphonia senticulosa</i>		N-Pacific	aquacultuur	1993	marien
Waterplanten					
<i>Azolla filiculoides</i>	Groot kroosvaren				zoet
<i>Elodea nuttallii</i>	Smalle waterpest				zoet
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Grote waternavel				zoet
<i>Lemna minuta</i>	Dwergkroos				zoet
<i>Ludwigia grandiflora</i>	Waterteunisbloem				zoet
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Parelvederkruid				zoet
<i>Spartina anglica</i>		Atlantische Oceaan	schepen	1890-er	marien
Zoöplankton					
<i>Bythotrephes longimanus</i>		Eurazië			zoet
<i>Cercopagis pengoi</i>		Eurazië			zoet
<i>Eubosmina coregoni??</i>		Eurazië			zoet
<i>Eurytemora affinis</i>		Eurazië			zoet
Ongewervelde dieren					
<i>Acari</i>					
<i>Caspihalacarus hyrcanus danubialis</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal	2000	zoet
<i>Anthozoa</i>					
<i>Diadumene cincta</i>		N-Pacific?	schepen/aquacultuur	1925	marien
<i>Haliplanella lineata</i>		N-Pacific	schepen	1896	marien
<i>Nematostella vectensis</i>		W-Atlantische Oceaan		1935	marien

Soort	Ned. naam	Afkomstig uit	Vector	In NI sinds	Milieu
.....					
<i>Bivalvia</i>					
<i>Corbicula fluminalis</i>	Toegeknepen korfmossel	O-Azië	schepen, ballastwater	1988	zoet
<i>Corbicula fluminea</i>	Aziatische korfmossel	O-Azië	schepen, ballastwater	1988	zoet
<i>Crassostrea gigas</i>		N-Pacific	aquacultuur	1964	marien
<i>Dreissena polymorpha</i>	Driehoeksmossel	Ponto-Kaspisch	schepen	1827	zoet
<i>Ensis americanus</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen	1978	marien
<i>Mercenaria mercenaria</i>		W-Atlantische Oceaan	aquacultuur	1864	marien
<i>Musculium transversum</i>	Late hoornschaal	N-Amerika		1954	zoet
<i>Mytilopsis leucophaeta</i>	Brakwatermossel	NW-Afrika/N-Amerika	schepen	1835	brak
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Krombekmossel	Middellandse zee			marien
<i>Petricola pholadiformis</i>		W-Atlantische Oceaan	aquacultuur	1890	marien
<i>Teredo navalis</i>		Indo-Pacific	schepen		marien
<i>Bryozoa</i>					
<i>Bugula neritina</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen	1973	marien
<i>Victoriella pavidia</i>			schepen	1870	marien
<i>Crustacea</i>					
<i>Acartia tonsa</i>		W-Atlantische Oceaan/ Indo-Pacific	schepen	1916	marien
<i>Astacus leptodactylus</i>	Turkse rivierkreeft	O-Europa		1977	zoet
<i>Atyaephyra desmaresti</i>	Zoetwatergarnaal	Middellandse zee gebied		1916	zoet
<i>Balanus amphitrite</i>		Indo-Pacific	schepen	1937	marien
<i>Balanus eburneus</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen	1900	marien
<i>Balanus improvisus</i>	Brakwaterpok	N-Amerika/subtropen	schepen	Ca. 1900	marien/brak
<i>Brachynotus sexdentatus</i>		O-Atlantische Oceaan	schepen		marien
<i>Callinectes sapidus</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen	1932	marien
<i>Caprella macho</i>				1995	marien
<i>Chaetogammarus ischnus</i>		Ponto-Kaspisch	Mittellandkanaal?	1991	zoet
<i>Corophium curvispinum</i>	Kaspische slijkarnaal	Ponto-Kaspisch	Mittellandkanaal, schepen	1987	zoet
<i>Corophium sextonae</i>		Z-Pacific		1930-er	marien
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>		N-Amerika	schepen	1979	zoet
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal	?	zoet
<i>Dikerogammarus villosus</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal	1994	zoet
<i>Elminius modestus</i>		Z-Pacific	schepen	1943	marien
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese wolhandkrab	ZO-Azië	schepen	1931	zoet/marien
<i>Eusarsiella (Sarsiella) zostericola</i>		W-Atlantische Oceaan	aquacultuur	1940	marien
<i>Gammarus tigrinus</i>	Tijgervlokreeft	N-Amerika	uitzetten	1960	zoet
<i>Hemimysis anomala</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal	1997	zoet
<i>Jaera istri</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal	1997	zoet
<i>Limnomysis benedeni</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal	1997	zoet
<i>Mytilicola orientalis</i>		N-Pacific	aquacultuur	1992	marien
<i>Mytilicola ostrea</i>		N-Pacific	aquacultuur	1992	marien
<i>Nereis succinea</i>					marien/brak
<i>Orchestia cavimana</i>	Oevervlokreeft	Z-Europa			zoet
<i>Orconectes limosus</i>	Amerikaanse rivierkreeft	N-Amerika	uitzettingen	1978	zoet
<i>Pacifastacus leniusculus</i>		N-Amerika	ingevoerd/uitgezet		zoet
<i>Proasellus meridianus</i>		Z-Europa			zoet

<i>Proasellus coxalis</i>		Middellandse zee gebied			zoet
<i>Procambarus clarki</i>	Rode rivierkreeft	N-Amerika	uitzettingen	1985	zoet
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Zuiderzeekrabje	N-Amerika	schepen	1874	brak
<i>Diptera</i>					
<i>Nanocladius rectinervis</i>		Z-Europa			zoet
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>		Z-Europa			zoet
<i>Rheotanytarsus rhenanus</i>		Z-Europa			zoet
<i>Gastropoda</i>					
<i>Crepidula fornicata</i>		W-Atlantische Oceaan	aquacultuur	1887	marien
<i>Ferrissia clessiana</i>	Smurflak	Mediterrane gebied			zoet
<i>Helisoma nigricans</i>		N-Amerika	aquaria		zoet
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	Eeltslak	Ponto-Kaspisch	schepen		zoet
<i>Melanoides tuberculata</i>		Afrika/Azië			zoet
<i>Menetus dilatatus</i>		N-Amerika		1986	zoet
<i>Physella acuta</i>	Puntige blaashoren	Z-Europa/Afrika	aquaria, schepen		zoet
<i>Physella heterostropha</i>		N-Amerika	aquaria	Ca. 1870	zoet
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Jenkins' waterhoren	Nieuw Zeeland	schepen	1883	zoet
<i>Urosalpinx cinerea</i>		W-Atlantische Oceaan	aquacultuur	1900	marien

Soort	Ned. naam	Afkomstig uit	Vector	In NI sinds	Milieu
.....					
<i>Hirudinea</i>					
<i>Barbronia weberi</i>		O-Azië	aquacultuur?	2003	zoet
<i>Caspiobdella fadejewi</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal, vissen	1999	zoet
<i>Hydrozoa</i>					
<i>Clavopsella navis</i>			schepen	1973	marien
<i>Cordylophora caspia</i>	Brakwaterpoliep	Ponto-Kaspisch	schepen	1884	zoet/brak
<i>Craspedacusta sowerbyi</i>	Zoetwaterkwal	O-Azië	aquaria, schepen	1930	zoet
<i>Garveia (Bimeria) franciscana</i>			schepen	1920	marien
<i>Gonionemus vertens</i>		N-Pacific	schepen/aquacultuur	1913	marien
<i>Nemopsis bachei</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen	1905	marien
<i>Nematoda</i>					
<i>Anguillicola crassus</i>		N-Pacific	aquacultuur	1982	marien
<i>Oligochaeta</i>					
<i>Branchiura sowerbyi</i>		O-Azië?	schepen, aquaria		zoet
<i>Limnodrilus cervix</i>		N-Amerika		1999?	zoet
<i>Limnodrilus maumeensis</i>		N-Amerika		1996	zoet
<i>Potamothrinx vej dovskyi</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal?	1997	zoet
<i>Quistadrilus multisetosis</i>		N-Amerika			zoet
<i>Polychaeta</i>					
<i>Clymenella torquata</i>		W-Atlantische Oceaan	aquacultuur	1936	marien
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>		Z-Pacific	schepen	1921	marien
<i>Hydroides dianthus</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen/aquacultuur	1970	marien
<i>Hydroides elegans</i>			schepen	1937	marien
<i>Hydroides ezoensis</i>		N-Pacific	schepen/aquacultuur	1976	marien
<i>Hypania invalida</i>		Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal, schepen	1995	zoet
<i>Janua brasiliensis</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen	1974	marien
<i>Marenzelleria cf. viridis</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen	1996	marien
<i>Marenzelleria cf. wireni</i>		W-Atlantische Oceaan	schepen	1982	marien
<i>Pileolaria berkeleyana</i>		N-Pacific	schepen	1974	marien
<i>Pycnogonida</i>					
<i>Ammothea hilgendorfi</i>		N-Pacific	schepen	1978	marien

<i>Turbellaria</i>						
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>			Ponto-Kaspisch	Main-Donaukanaal	1999	zoet
<i>Dugesia tigrina</i>	Tijgerplatworm		N-Amerika	aquaria, schepen		zoet
Ascidacea						
<i>Styela clava</i>			N-Pacific	schepen	1952	marien
Vissen						
<i>Aristichthys nobilis</i>	Grootkopkarper		O-Azië			zoet
<i>Aspius aspius</i>	Roofblei		O-Europa		1984	zoet
<i>Carassius auratus</i>	Giebel		O-Azië			zoet
<i>Clarias gariepinus</i>	Afrikaanse meerval		N-Afrika			zoet
<i>Coregonus albula</i>	Kleine marene					zoet
<i>Coregonus lavaretus</i>	Grote marene		Oostzeegebied		1924	zoet
<i>Ctenopharyngodon idellia</i>	Graskarper		China		1966	zoet
<i>Cyprinus carpio</i>	Karper		Europa		Ca. 1899	zoet
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Zilverkarper		Rusland/China		1966	zoet
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Grootkopkarper		Z-China		?	zoet
<i>Ictalurus melas</i>	Dwergmeerval		N-Amerika		1905	zoet
<i>Ictalurus nebulosus</i>	Dwergmeerval		N-Amerika		1905	zoet
<i>Lebistes reticulatus</i>	Gup		Z-Amerika		?	zoet
<i>Lepomis gibbosus</i>	Zonnebaars		N-Amerika		Ca. 1905	zoet
<i>Leuciscus idus</i>	Goudwinde				Ca. 1900	zoet
<i>Micropterus salmoides</i>	Forelbaars		N-Amerika		1884	zoet
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blauwband		O-Azië			zoet
<i>Salmo gairdneri</i>	Regenboogforel		N-Amerika		1897	zoet
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bronforel		N-Amerika		1895	zoet
					1900	
<i>Silurus glanis</i>	Meerval		Oost-Europa		1970	zoet
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Snoekbaars		Oost-Europa		1888	zoet
<i>Tinca tinca</i>	Zeelt		Oost-Europa		1891	zoet
<i>Umbra pygmaea</i>	Amerikaans Hondsvi		N-Amerika		<1940	zoet
<i>Vimba vimba</i>	Blauwneus		O-Europa		1996?	zoet

Geconstateerd is dat nog kennis verkregen moet worden over de volgende onderwerpen:

1. Op het gebied van koelwater in combinatie met afvalwaterlozingen, diffuse verontreinigingbronnen en nutriënten is weinig bekend. Er zijn geen goede studies bekend.
2. Over effecten op vegetatie is weinig bekend. Wetenschappelijke publicaties over dit onderwerp konden niet worden opgespoord.
3. Opvallend is het gebrek aan informatie over integrale effecten van thermische verontreiniging op tenminste groepsniveau (fytoplankton, ongewervelde dieren, vissen, enz.). Dergelijke studies zijn noodzakelijk omdat iedere soort binnen een levensgemeenschap specifieke eisen stelt ten aanzien van zijn omgevingstemperatuur.
4. Er wordt tot op heden geen gestandaardiseerd monitoringsprogramma uitgevoerd naar effecten van thermische verontreiniging, zelfs niet in extreem warme zomers. Het ontbreken van een dergelijk programma is een ernstige handicap bij het verkrijgen van nieuwe inzichten in effecten op levensgemeenschapsniveau in zowel het "near field" als het "far field".
5. De groep van de sessiele diatomeeën is mogelijk een bruikbare indicator voor het waarnemen van effecten van thermische lozingen. Er zijn echter nog te weinig studies uitgevoerd om deze stelling te onderbouwen. Om deze groep als indicator te gebruiken moet meer kennis op levensgemeenschapsniveau verkregen worden, waarna een maatlat ontwikkeld kan worden.
6. Er bestaat nog onvoldoende kennis over de effecten van de opwarming van rivierwater op het binnentrekken van diadrome vissoorten (soorten die in hun levenscyclus een tijd op zee verblijven). Bij zeeforel zijn in ieder geval geen negatieve effecten waargenomen van een mogelijke temperatuurbarrière.

