

Wageningen IMARES

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Vestiging IJmuiden
Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax: 0255 564644

Vestiging Yerseke
Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 672300
Fax: 0113 573477

Vestiging Texel
Postbus 167
1790 AD Den Burg Texel
Tel.: 0222 369700
Fax: 0222 329235

Internet: www.wageningenimares.wur.nl
E-mail: imares@wur.nl

Rapport

Nummer: C072/06

De effecten van waterkracht en visserij tijdens de stroomafwaartse trek van schieraal in de Maas: zender-onderzoek gedurende 2002-2006

H.V. Winter & H.M. Jansen

Opdrachtgever: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
Directie Visserij
Postbus 20401
2500 EK Den Haag

Project nummer: 32812400.07

Aantal exemplaren:	20
Aantal pagina's:	30
Aantal tabellen:	9
Aantal figuren:	9
Aantal bijlagen:	9

Wageningen IMARES is een samenwerkingsverband tussen Wageningen UR en TNO. Wij zijn geregistreerd in het Handelsregister Amsterdam nr. 34135929 BTW nr. NL 811383696B04

De Directie van Wageningen IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassing van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen IMARES; opdrachtgever vrijwaart Wageningen IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets van dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.



Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	2
Samenvatting	3
1 Inleiding	5
2 Materiaal & Methode	6
2.1 Onderzoeksaanpak	6
2.2 Onderzoeksgebied	6
2.3 Telemetrie experimenten	7
2.4 Schatting van de sterfte door waterkrachtcentrales en visserij	8
2.5 Toepasbaarheid van de transponders om de schieraal te merken	9
3 Impact van waterkracht en visserij op stroom-afwaarts migrerende schieraal in de Maas	11
3.1 Resultaten Zenderonderzoek 2002-2006	11
3.2 Discussie zenderonderzoek	12
4 De invloed van debiet en individueel gedrag op de sterftekans van migrerende schieraal	15
4.1 Verdeling van de schieralen over de verschillende alternatieve ‘waterroutes’	15
4.2 Visserijsterfte	17
4.3 Sterfte door waterkrachtcentrales	17
4.4 Effecten van gedrag op WKC sterfte	19
4.5 Conclusies	21
5 Impact van visserij en waterkracht op de populatie schieralen die vanuit de Maas trekken	23
6 Conclusies en aanbevelingen	25
Dankwoord	27
Referenties	28
Bijlagen	29

Samenvatting

In deze rapportage worden de belangrijkste conclusies en resultaten gepresenteerd van een in opdracht van het Ministerie van LNV uitgevoerde studie naar effecten van visserij en waterkracht en andere sterf factoren tijdens de stroomafwaartse migratie van schieraal gedurende 2002-2006. Deze rapportage is gebaseerd op een viertal wetenschappelijke publicaties die in het kader van onderzoeken binnen bestek 5c zijn opgesteld en een EU-rapportage in samenwerking met KEMA, RIZA en twee Duitse partners (EU-project SILVEREEL).

Probleemstelling en afbakening

Tijdens de stroomafwaartse trek van schieralen van rivieren naar zee treedt extra sterfte op die wordt veroorzaakt door met name visserij en waterkracht. Dit onderzoek spitst zich toe op de Maas en het aangrenzende benedenrivierengebied.

Onderzoeksaanpak

In het najaar van 2002 en 2004 zijn twee groepen van 150 (300 in totaal) schieralen gevangen op de Grensmaas en uitgerust met een zender (NEDAP-transponder) en weer uitgezet. Hierbij zijn uitsluitend grote alen gebruikt (>63 cm) en dus uitsluitend vrouwtjes. Door een reeks van 15 detectiestations kon het lot van de schieraal tijdens hun stroomafwaartse trek naar zee worden gemeten. Bij beide waterkrachtcentrales (Linne en Alphen) zijn de ingangen van de turbines afgedekt door een detectiestation, zodat bepaald kan worden welke schieralen de turbines introkken. Daarnaast kan door een beloning op het terugmelden van de transponders te zetten een minimum-schatting van de visserijsterfte worden bepaald.

Waterkracht en visserij-sterfte

Van de gezenderde schieralen die vanaf de Grensmaas naar zee trokken gedurende 2002-2006 haalde 31-37% uiteindelijk de zee. Naar schatting 19-25% werd onderweg gevangen door beroepsvisserij, 1-3% door sportvisserij, en 16-34% kwamen om door passage door de turbines van de twee waterkrachtcentrales in het Nederlandse deel van de Maas. Dan blijven er 10-25% van de verdwijningen over waarvoor geen eenduidige verklaring is. Dit is waarschijnlijk een optelsom van verschillende factoren zoals natuurlijke sterfte, effecten van experiment, transponerverlies of langduriger verblijf op trajecten dan de batterijlevensduur. Concluderend kan worden gesteld dat zowel waterkracht als visserij een substantiële extra mortaliteit veroorzaken van uittrekkende schieralen vanuit het Maas-stroomgebied.

Factoren die van invloed zijn op deze sterftes

Rivieraafvoer blijkt een belangrijke factor die van invloed is op de sterfte van de migrerende schieraal in de Maas. Het totale debiet van de Maas en Rijn bepaalt in sterke mate de verdeling van het Maasdebiet en de hieraan verbonden schieraalmigratie over de twee migratieroutes in het benedenstroomse gedeelte van de Maas (Haringvliet versus Nieuwe Waterweg). Bij hoge Rijnafvoer trekt het merendeel via de Haringvlietsluizen naar buiten en ondervindt dan hogere visserijsterfte. Bij lagere Rijnafvoer trekken de meeste schieralen via de Nieuwe Waterweg naar buiten en lijkt de visserijsterfte lager. Daarnaast beïnvloedt het debiet sterfte door waterkrachtcentrales op twee manieren: 1) bij een hoge afvoer is de fractie alen die de turbines passeert (versus alen die via de stuwdam of vistrap naar beneden trekken) lager en bij een lage afvoer is de fractie die via de turbines gaat groter 2) bij een hoog debiet door een turbine is de sterftekans lager dan bij een laag debiet.

Het gedrag van alen bij de ingang van de turbines is duidelijk anders dan bij de rivierstations. Bij de turbines wordt veel meer terugkeer- en aarzelgedrag waargenomen en dit zal mogelijk de sterfte veroorzaakt door de WKC's beïnvloeden doordat wellicht een deel van deze alen alsnog via alternatieve routes (stuwdam of vistrap) naar beneden trekt.

Consequenties op populatie-niveau

In het in ontwikkeling zijnde Europese aalbeleid speelt de fractie schieralen die de zee bereikt ("escapement") een belangrijke rol. De sterfpercentages van visserij en waterkracht geschat

op basis van de zender-experimenten gelden uitsluitend voor schieralen die vanaf de Grensmaas naar zee trekken. In stroomafwaarde richting van de Maas komen er steeds nieuwe schieralen bij die vanaf dat punt hun trek naar zee beginnen. Om de effecten van visserij en waterkracht op de totale schieraalpopulatie van de Maas te berekenen is het daarom noodzakelijk om de verdeling van al deze startende schieralen over het gehele stroomgebied te bepalen.

Aanbevelingen telemetrie-onderzoek naar schieraal

- Gezenderde schieralen lijken uitstekend geschikt als 'meetinstrument' om de relatieve sterfte per riviergegment te bepalen
- Op basis van relatieve sterftes per traject kunnen scenario-studies worden uitgevoerd naar de invloed van sterftekorten of maatregelen bij verschillende verdelingen van de schieraalpopulatie.
- De unieke infrastructuur aan detectiestations in Nederland biedt een uitgelezen kans om gezenderde schieralen te gebruiken als vroegwaarschuwingsysteem om te bepalen wanneer schieralen trekken. Aan de hand van stroomopwaarts gelegen detectiestations kan online worden vastgesteld wanneer er pieken in schieraaltrek optreden.
- De zenderstudies gedurende 2002-2006 zijn zeer geschikt als nulmeting om de effectiviteit van de toekomstige maatregelen te evalueren.

Maatregelen ter vermindering van de schieraalsterfte

Om de visserijsterfte te beperken lijkt een vermindering van de visserij-inspanning de meest aangewezen maatregel, aangezien het hier visserij betreft die specifiek op schieraal inzetten en het niet een 'bijvangst-problematiek' betreft. Hiertoe zijn tal van mogelijkheden denkbaar, waaronder bijvoorbeeld vermindering van visserijinzet in bepaalde periodes, specifieke gebieden of over de gehele linie.

Om de sterfte door waterkracht te beperken zijn eveneens diverse maatregelen denkbaar:

- het stopzetten van waterkrachtwinning tijdens de migratie van schieraal. Omdat deze sterk pieksgewijs verloopt kan het tijdelijk stopzetten van turbines tijdens de pieken van de trek een substantiële vermindering geven van de sterfte. Om te bepalen wanneer schieralen precies trekken kunnen vroegwaarschuwingsystemen gebruikt worden zoals bijvoorbeeld de Migromat (Bruylants et al, 2003) of telemetrie.
- Door het waargenomen zoek- en aarzelgedrag van een deel van de alen direct voor de ingang van de turbines lijken de introductie van visgeleidingssystemen veelbelovend.

1 Inleiding

De populatie van de Europese schieraal (*Anguilla anguilla*) neemt gedurende de laatste decennia sterk af (Dekker 2004). Dit wordt veroorzaakt door tal van factoren gedurende verschillende levenstadia. Deze rapportage omvat een studie naar de effecten van visserij en waterkracht tijdens de schieraalfase. Het studiegebied is het Nederlandse stroomgebied van de Maas. Dit project is uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (bestek 5c).

Het schieraalonderzoek dat onder bestek 5c valt, is onderverdeeld in twee fasen. In de eerste fase van de onderzoeksperiode (2002-2003) heeft IMARES in samenwerking met de KEMA, RIZA en een tweetal Duitse partners binnen het EU-project SILVEREEL, de eerste zenderexperimenten uitgevoerd. Dit maakt onderdeel uit van de EU-rapportage "Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse" (Bruylants et al. 2003).

In de tweede fase heeft IMARES de zenderexperimenten voortgezet, mede om de variatie tussen jaren te bepalen. Hierbij heeft de KEMA aanvullende gegevens verzameld en aangeleverd.

In deze rapportage wordt een overzicht gegeven van de uitkomsten van de zenderexperimenten zoals uitgevoerd tijdens de gehele periode van 2002-2006. Deze rapportage is gebaseerd op bovenstaand EU-rapport en een viertal wetenschappelijke artikelen die in de loop van het project zijn opgesteld:

- Studie naar de effecten van het inbrengen van transponders op het gedrag van schieraal (Bijlage 2: Winter et al. 2005)
- Een schatting van de impact van waterkracht en visserij op basis van het 2002 zenderexperiment in de Maas (Bijlage 3: Winter, Jansen & Bruylants 2006)
- Een studie naar de invloed van rivierafvoer en individueel gedrag op de sterfte van migrerende schieraal (Bijlage 4: Jansen et al., aangeboden aan ICES ASC 2006)
- Een discussie van de effecten van visserij en waterkracht op populatieniveau (Bijlage 5: Winter & Jansen, aangeboden aan ICES ASC 2006)

De gebruikte methoden voor dit onderzoek worden beschreven in hoofdstuk 2. Hierin wordt onder andere de onderzoeksaanpak uiteengezet, het onderzoeksgebied, de telemetrische methoden, en de bepalingen van de sterftekarakteristieken beschreven. Hier wordt ook een overzicht gegeven van de toepasbaarheid van transponders voor dit zenderonderzoek. Hoofdstuk 3 geeft een overzicht van de transponderdata over 2002-2006. Hierin wordt onder andere de invloed van waterkrachtcentrales en visserij op de sterfte van schieraal uiteengezet. Rivierafvoer is een belangrijke factor die van invloed is op de sterfte van schieraal. In hoofdstuk 4 worden de effecten van debiet en individueel gedrag op de sterfte veroorzaakt door waterkrachtcentrales en visserij besproken. In hoofdstuk 5 wordt gekeken naar de consequenties op populatieniveau. Ten slotte worden in hoofdstuk 6 de belangrijkste conclusies en aanbevelingen die relevant zijn voor het beleid rond schieraal gepresenteerd.

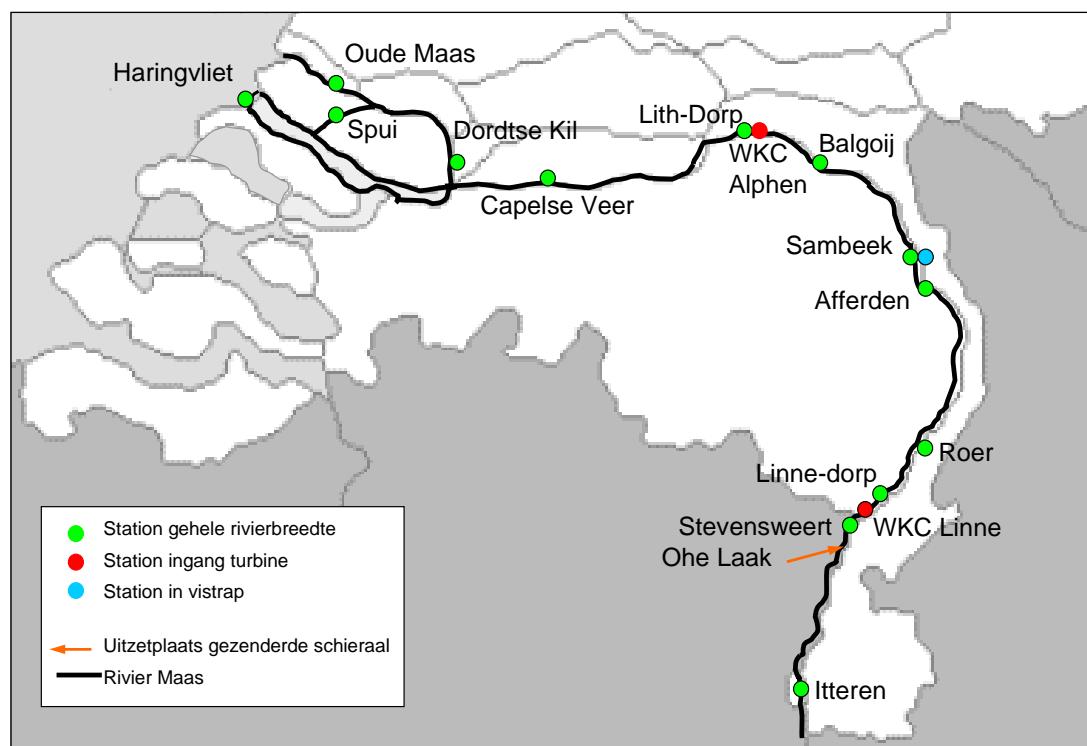
2 Materiaal & Methode

2.1 Onderzoeksaanpak

In het najaar van 2002 en 2004 zijn twee groepen van 150 (300 in totaal) schieralen gevangen op de Grensmaas en uitgerust met een zender (NEDAP-transponder) en weer uitgezet. Hierbij zijn uitsluitend grote alen gebruikt (>63 cm) en dus uitsluitend vrouwtjes. Door een reeks van 15 detectiestations kon het lot van de schieraal tijdens hun stroomafwaartse trek naar zee worden gemeten. Bij beide waterkrachtcentrales (Linne en Alphen) zijn de ingangen van de turbines afgedekt door een detectiestation, zodat bepaald kan worden welke schieralen de turbines introkken. Daarnaast kon door een beloning op het terugmelden van de transponders te zetten een schatting van de visserijsterfte worden bepaald.

2.2 Onderzoeksgebied

De rivier de Maas ontspringt in Frankrijk en stroomt via België en Nederland naar de Noordzee. De rivier heeft een totale lengte van 935 km, bestrijkt 36.000 km³ en heeft een gemiddelde afvoer van 230 m³.s⁻¹, welke gekarakteriseerd wordt door hoge afvoerpieken na perioden met hevige regenval. In het Nederlandse gedeelte van de rivier (met een lengte van 315 km) liggen zeven stuwen en twee waterkrachtcentrales: WKC-Linne heeft een maximum energierendement van 11.5 Mwe en is 254 km van de Noordzee verwijderd (Figuur 2.1), WKC-Alphen is 116 km van de zee verwijderd en heeft een maximum rendement van 10 Mwe. Beide waterkrachtcentrales hebben vier horizontale Kaplan-bulb turbines. De ingang van de turbines wordt afgeschermd met afvalroosters met een ruimte van 10 cm tussen de spijlen. Dit is voldoende groot om alle alen te laten passeren (Bruylants et al., 2003).



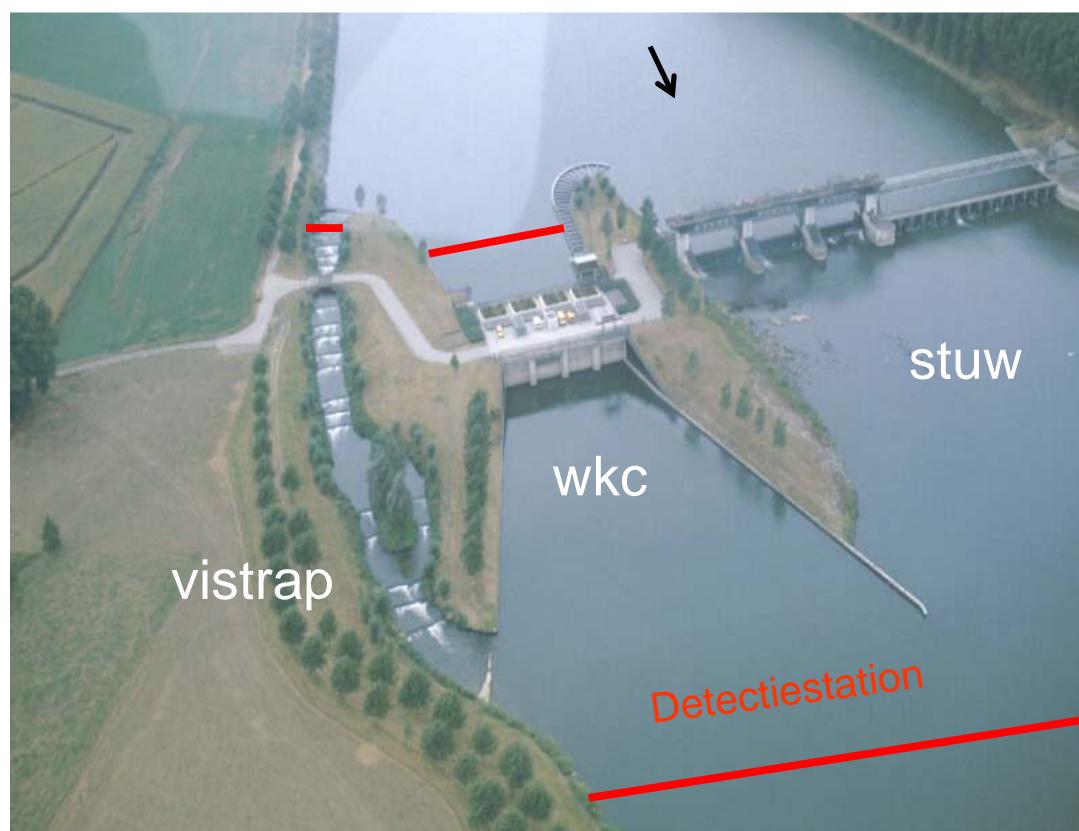
Figuur 2.1. Overzicht van het onderzoeksgebied en de ligging van de detectiestations

Visserijintensiteit is het hoogst in het benedenstroomse gebied van de rivier de Maas, en wordt hier over het algemeen uitgeoefend met fuiken. In het bovenstroomse gebied (NL) wordt visserij uitgeoefend door elektrovisserij en meer extensieve fuikenvisserij. Direct benedenstrooms van

beide waterkrachtcentrales wordt met een ankerkuil gevist. Bij WKC-Linne wordt met de ankerkuil in de hoofdstroom van de rivier gevist, terwijl bij WKC-Alphen de ankerkuil achter de uitgang van de waterkrachtcentrale is geplaatst. Dit betekent dat alen die bij WKC-Linne de stuwwallen passeren wel kans hebben om in ankerkuilvisserij terecht te komen, en alen die de stuwwallen bij WKC-Alphen passeren geen kans hebben om in de ankerkuil terecht te komen.

2.3 Telemetrie experimenten

In de rivier de Maas liggen 16 vaste detectiestations welke deel uitmaken van een uitgebreide infrastructuur in de Nederlandse rivieren (Breukelaar et al. 1998). Deze stations zijn gebaseerd op een telemetrische methode; het Nedap Trail™ System. Uitgezonderd de twee stations bij de ingangen van de waterkrachtcentrales (Figuur 2.2), bevatten elk van deze stations drie parallelle kabels die de gehele rivierbodem afdekken. De detectiestations zenden iedere 4 seconden een ondervragingssignaal uit dat iedere Nedap Trail™ transponder activeert (Breukelaar et al. 1998). Het station ontvangt vervolgens een unieke individuele code beantwoord door de transponder. De levensverwachting van de transponders is gegarandeerd 2 jaar, wanneer het totaal aantal detecties niet hoger is dan 1,000.



Figuur 2.2 Overzicht van waterkrachtcentrale Linne (Figuur 2.1). De locatie van de detectiestations bij de ingang van de turbines en benedenstrooms (gehele rivier breedte) is schematisch weergegeven. WKC-Alphen (HPS2) heeft een vergelijkbare situatie. De stroomrichting is aangegeven door een pijl.

Alle schieralen zijn gevangen met fuiken door een beroepsvisser in september 2002 en september 2004 bij Ohé en Laak (Figuur 2.1) en opgeslagen in een belucht bassin met een maximum van enkele dagen. Alleen alen met een zilveren ventrale zijde zijn gebruikt voor dit experiment. De schieralen zijn in verschillende batches geopereerd en vrijgelaten in september. In 2002 varieerden de schieralen van 64 tot 93 cm in lengte (gemiddeld 74.5 cm) en 588 en 2086 g in gewicht (gemiddeld 897 g). In 2004 varieerden de schieralen van 66 tot 100 cm in lengte (gemiddeld 79.1 cm) en 580 en 1973 g in gewicht (gemiddeld 1010 g). Omdat mannetjes niet zo groot worden voordat ze wegtrekken (Dekker, 2000), zijn al de schieralen gebruikt in dit experiment vrouwtjes.

Operatie technieken

De schieralen zijn verdoofd met 2-phenoxy-ethanol (0.9 ml l^{-1}), gewogen (g), en gemeten (cm totale lengte). De gebruikte operatieprocedure was de beste van vijf verschillende procedures voor Europese schieraal zoals getest door Baras and Jeandrain (1998). Een Nedap Trail™ transponder (cylindrical, 14x63 mm), gewicht (26.5 g in lucht, 16.0 g in water), volume (9.5 cm³) en een glazen oppervlak (Breukelaar *et al.* 1998), is operatief geïmplanteerd in de lichaamsholte door een centrale incisie (2-3 cm) te maken in het midden van de lichaamsholte. De incisie werd dichtgemaakt met behulp van cyanoacrylaat lijm (Loctite™). De operatie duurde gemiddeld 3-5 minuten. Schieralen werden geobserveerd in een bijkom-tank totdat zwemgedrag terugkwam. Vervolgens werden ze uitgezet vlakbij de vangstlocatie in een aangetakt water op 200 m van de rivier de Maas, dit om passieve drift direct na de operatie te voorkomen. De gemerkte individuen hadden geen extern merkje, om een gelijke behandeling door vissers ten opzichte van niet gemerkte schieralen te garanderen. De kans dat een transponder bij het schoonmaken voor consumptie wordt opgemerkt is erg groot. De transponder bevat een label met instructies en een duidelijk zichtbaar opschrift met een beloning van 30€, om een maximale terugmelding te garanderen.



De schieralen werden verdoofd, gemeten, gewogen, en vervolgens werd operatief een transponder ingebracht, waarna de wond werd gelijmd en afgedekt met een biologisch bandage.

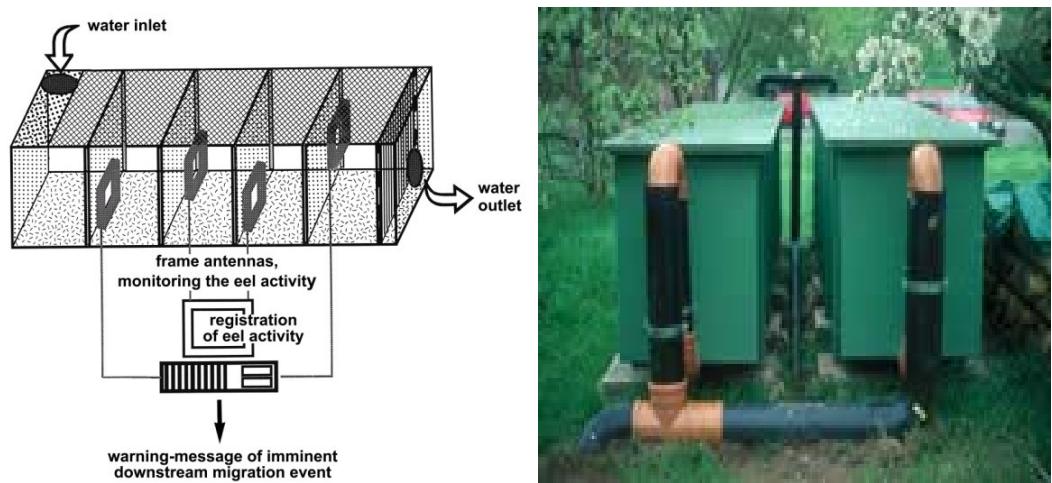
2.4 Schatting van de sterfte door waterkrachtcentrales en visserij

Passagedata worden opgeslagen in een datalogger in ieder van de detectiestations en dagelijks automatisch opgestuurd via een telefoonverbinding. Door tijdelijke onderbrekingen van de stations zijn er misdetecties van schieralen ontstaan. Schieralen die gedetecteerd werden in een traject meer benedenstroms terwijl zij niet gedetecteerd waren op een meer bovenstroms gelegen station, zijn beschouwd als misdetecties. Het gemiddelde percentage misdetecties in 2002 was 8,2% en in 2004 17,6%, hierbij zijn de misdetecties naar zee niet inbegrepen omdat deze niet bepaald kunnen worden. Er is geen reden aan te nemen dat het percentage mis-detecties bij de zeestations hoger dan wel lager is dan bij de overige stations. Transponders van teruggavangen schieralen zijn verzameld en waar bekend zijn details over vangstdatum, locatie en overige opmerkingen genoteerd. Wanneer de vangstlocatie onbekend was, is de sterfte toegekend aan het traject benedenstroms van het laatste station waar de schieraal gedetecteerd was. Schieralen die gedetecteerd werden bij de ingang van de

waterkrachtcentrales (Figuur 2.1), maar niet bij het detectiestation direct benedenstrooms van de WKC (respectievelijk Linnedorp en Lithdorp) en niet in de visserij terecht zijn gekomen, werden toegekend aan sterfte veroorzaakt door de turbines (zie Bijlage 3, Winter, Jansen & Brujs 2006 voor meer details).

2.5 Toepasbaarheid van de transponders om de schieraal te merken

Het is onbekend of het inbrengen van een transponder effecten heeft op de overleving en het gedrag van de schieraal. In 2001 is daarom de toepasbaarheid van een Nedap-transponder om schieraal te merken getest in een gecontroleerd tankexperiment (zie ook Bijlage 2, Winter *et al.*, 2005). De meeste studies focussen op de indirecte effecten van merken, zoals sterfte, ziekte, wondgenezing en groei. In dit experiment is daarnaast ook de individuele activiteit continu gemeten. Daardoor konden ook de directe effecten in kaart gebracht worden. In totaal zijn er 40 schieralen (680-1685 gr) verdoofd en geïnjecteerd met een micro PIT-tag. In 20 van hen was een dummy transponder, gelijk aan de Nedap-transponders in vorm (cilindrisch, 14x63mm), gewicht (26.5 gr in lucht, 16.0 gr in water), volume (10.5 cm³) en materiaal (glas) chirurgisch ingebracht in de lichaamsholte. De operatieprocedure was gelijk aan de procedure gebruikt voor het merken van de schieralen voor het veldexperiment. Alle individuen zijn in een tank van de Migromat geplaatst (Figuur 2.3). De tank bestaat uit 5 compartimenten die verbonden zijn met elkaar door 4 antennelussen. Activiteit wordt gemeten iedere keer dat een schieraal een antennelus passeert. De Migromat was vlak bij de rivier geplaatst, had een transparante deksel en werd doorgespoeld met water uit de rivier. Op deze manier konden schieralen in de Migromat reageren op natuurlijke stimuli zoals temperatuur, helderheid van en stoffen opgelost in het water, licht en de maancyclus. Bewegingen tussen de verschillende compartimenten werden gedurende 11 weken continu geregistreerd. Na afloop van het experiment werden de schieralen gewogen, gemeten en onderzocht op interne en externe wondgenezing en verlies van de transponder.



Figuur 2.3. Migromat-tank.

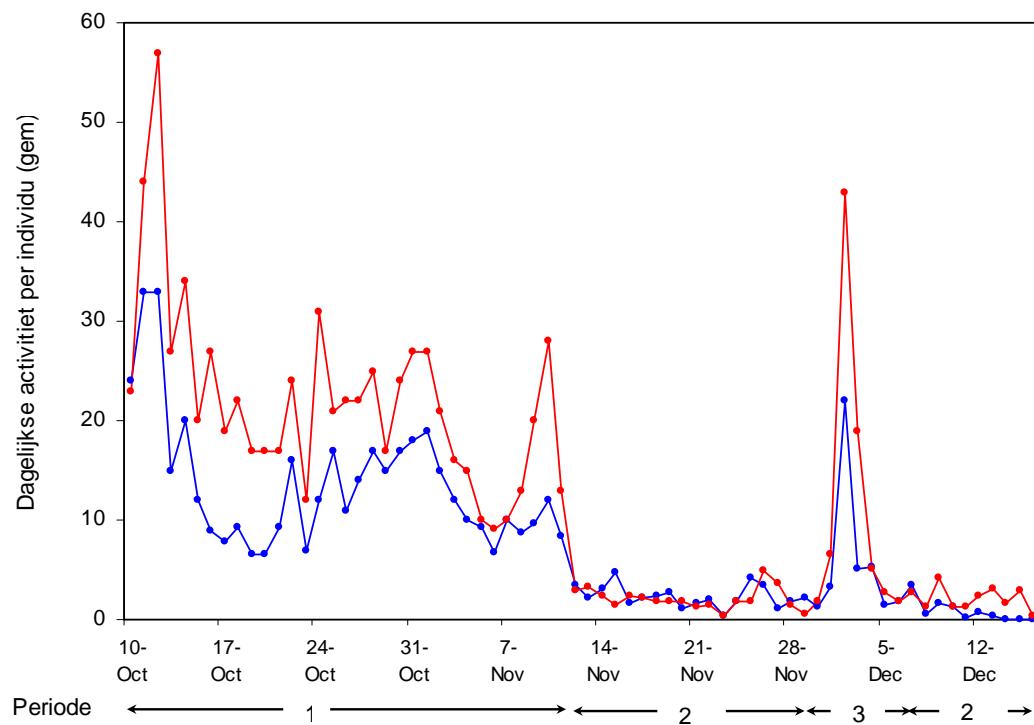
Er is geen significant verschil in sterfte opgetreden tussen de controlegroep (15%) en de experimentele groep (10%) en de sterfte in de controlegroep was dus zelfs iets hoger. Alle wonderen van de schieralen in de experimentele groep waren gesloten en geen enkele transponder was verloren. Het individuele activiteiteniveau van de experimentele groep was significant lager (38%, p=0.01; Tabel 2.1) in vergelijking met de controlegroep. Visueel kan de experimentele periode verdeeld worden in drie perioden (Figuur 2.4); (1) De introductiefase welke gekarakteriseerd wordt door hoog activiteiteniveau, een piekfase (3) met een korte maar sterke stijging van het aantal detecties, en de baseline welke gekenmerkt wordt door perioden met minder activiteit (2) voor en na deze piek. In perioden met een verhoogde

activiteit (periode 1 & 3) is het activiteitenpatroon van de experimentele groep significant lager vergeleken met de controlegroep. Een duidelijk dag/nacht ritme is waargenomen in beide groepen. Gedurende de nacht, in het bijzonder tussen 17 en 20 uur, was het activiteiten niveau hoger dan overdag (zie Bijlage 2, Winter *et al.*, 2005). In tegenstelling tot het activiteiten/niveau, verschilt het activiteiten/patroon niet tussen de groepen; Timing van de schieralen verschilt niet gedurende de gehele experimentele periode (pieken vinden op dezelfde tijdstippen plaats) (figuur 2.4) en ook de patronen van het dagnachtritme is gelijk (zie Bijlage 2). Extra gewicht van de transponder of wondgenezing verklaren niet het verlaagde activiteiten niveau van de experimentele groep.

Tabel 2.1 Significantieniveau van gemiddelde individuele activiteit per dag tussen de controlegroep en de experimentele groep (met transponder) voor de drie perioden.

	Controlegroep (activiteit/dag)	Experimentele groep (activiteit/dag)	Verschil in activiteit (%)	P-waarde
Totale periode	13.0	8.1	38	0.01 **
Introductie fase (1)	22.1	13.7	62	0.02 **
Baseline (2)	2.1	1.8	86	0.4 ns
Piek (3)	13.0	6.4	49	0.01 *

(*significant, GLM; **significant, Wilcoxon; ns not significant, Wilcoxon)



Figuur 2.4 Gemiddeld individueel activiteiten niveau per dag. De gesloten lijn refereert naar de experimentele groep en de stippellijn refereert naar de controlegroep. Het tijdsinterval is verdeeld in drie perioden: (1) Introductie fase, (2) Baseline, (3) Piek.

Kortom, het inbrengen van transponders heeft geen effect op sterfte of timing van de schieralen, wel kan het activiteiten niveau tot op een bepaalde hoogte beïnvloed zijn. Om sterfte en timing te bepalen lijkt het gebruik van Nedap-transponders een geschikte methode, maar subtielere beïnvloeding van activiteiten niveaus kan niet uitgesloten worden.

3 Impact van waterkracht en visserij op stroomafwaarts migrerende schieraal in de Maas

3.1 Resultaten Zenderonderzoek 2002-2006

Zowel in september 2002 als 2004 is een batch van 150 schieralen operatief van zenders voorzien en weer vrij gelaten nabij de vangplaats bij Ohé en Laak. Via de automatische detectiestations kon worden gevolgd welke individuele schieralen wanneer naar beneden trokken en waar zij eventueel 'verdwenen'. Daarnaast zijn een aantal transponders via vissers of vishandelaren teruggemeld. Deze geven aan welke van de verdwenen schieralen aan beroeps- of sportvisserij kunnen worden toegeschreven. De schieralen die bij de ingang van de waterkrachtturbines zijn gedetecteerd en daarna verdwenen zijn, worden toegewezen aan sterfte door waterkracht. Daarnaast zijn er verdwijningen die niet direct gerelateerd kunnen worden aan een oorzaak ('onbekend'). De resultaten van de zenderexperimenten zoals ingezet in september 2002 en 2004 zijn weergegeven in tabel 3.1 en schematisch weergegeven in Bijlage 1.

Tabel 3.1. Overzicht van de aantallen gedetecteerde schieralen gedurende 2002-2006 (gecorrigeerd voor misdetectie) bij elk van de stations. Daarnaast is het aantal verdwijningen per traject stroomopwaarts van het detectiestation weergegeven.

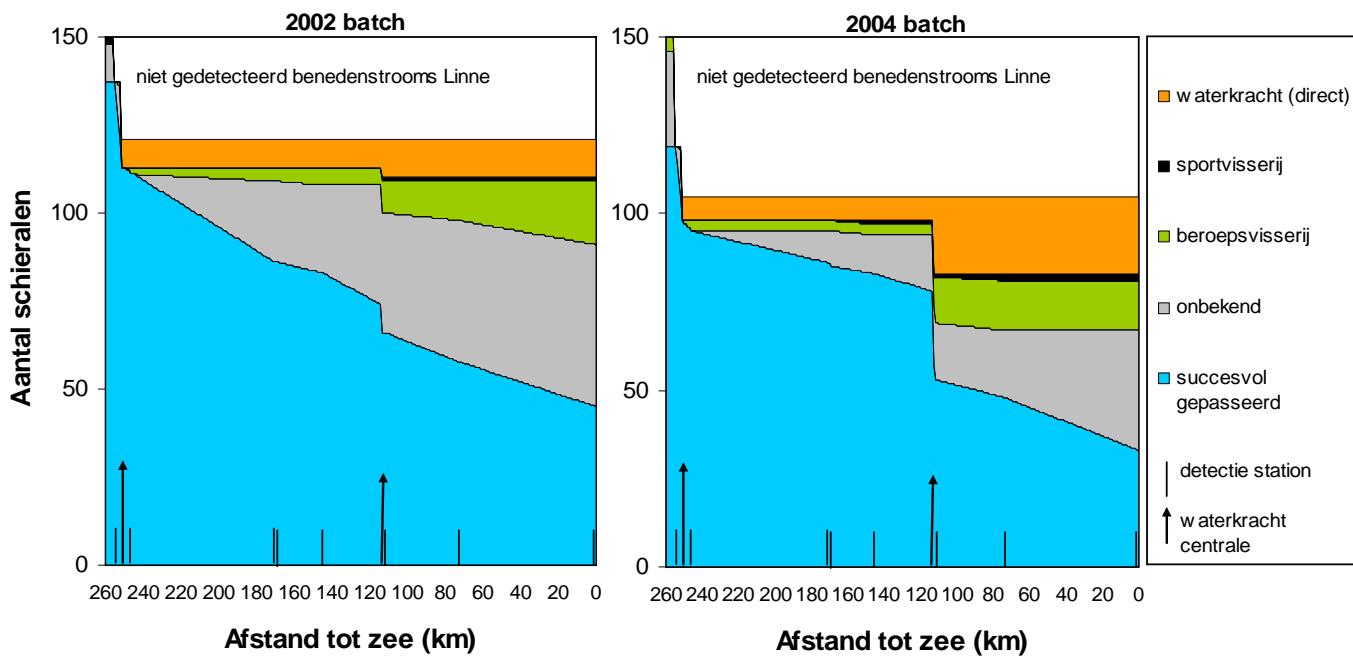
	(1) Steven sweert	(2) WKC- Linne (WKC/ stuw)	(3) Linne dorp	(4) Affer den	(5) Sam beek	(6) Bal goij	(7) WKC- Alphen (WKC/ stuw)	(8) Lith dorp	(9) Capel se Veer	(10) Benstr zee station
Batch 2002*										
# gedetecteerd	137	121 90/31	111	86	86**	83	74 46/28	66	59	45
# verdwijningen										
beroepsvisserij		1	2	2		1		4	2	7
sportvisserij	2							1		
waterkracht			8					3		
onbekend	11	15		23		2	9		6	6
Batch 2004										
# gedetecteerd	119	105 91/14	95	86	85**	83	76 59/17	53	48	33
# verdwijningen										
beroepsvisserij	4		3				2	8	1	
sportvisserij			1			1				1
waterkracht			7					15		
onbekend	27	13		9	1	1	5		3	18

* na het uitvoeren van de analyses zijn nog enkele data van de batch 2002 binnengekomen, maar deze veranderen de bovenstaande getallen en interpretaties in het verloop van deze rapportage vrijwel niet

** hiervan zijn in 2002 in totaal 3 schieralen via de vistrap naar beneden getrokken en 6 in 2004 (zie bijlage 1).

Om te bepalen welk deel van de stroomafwaarts trekkende schieralen op elk van de trajecten verdwijnt en aan welke factoren deze kunnen worden toegeschreven hebben we de percentages berekend op basis van het aantal schieralen dat met de benedenstroomse trek was gestart. Omdat meer dan 50% van de detecties bij Stevensweert, dat maar een paar kilometer benedenstrooms van de uitzetplaats ligt, binnen 2 weken na uitzetting plaatsvond in tegenstelling tot minder dan 10% bij alle andere stations, lijkt een groot deel van de bewegingen van schieraal langs Stevensweert meer gerelateerd aan 'zoekgedrag' om te 'settelen' na het uitzetten dan de start van de stroomafwaartse migratie. Vandaar dat de aantallen die langs het tweede station (Linne WKC-stuw) trekken als 'startpunt' voor de

stroomafwaartse trek zijn genomen (zie Bijlage 3 Winter, Jansen en Bruyls 2006 voor meer details). In 2002 waren dit 121 schieralen en in 2004 waren het er 105. Welk deel tijdens de stroomafwaartse trek uiteindelijk de zee haalt, en welk deel door verschillende oorzaken verdwijnt op de verschillende trajecten is weergegeven in Fig. 3.1.



Figuur 3.1. Overzicht van het lot van de gezenderde schieralen. In stroomafwaartse richting is aangegeven hoeveel gezenderde schieralen succesvol stations zijn gepasseerd, welk deel onderweg minimaal verdwijnt door vangsten binnen beroepsvisserij of sportvisserij, welk deel verdwijnt na detectie bij de waterkrachtturbines en welk deel verdwijnt waar niet direct een oorzaak aan kan worden toegekend ('onbekend').

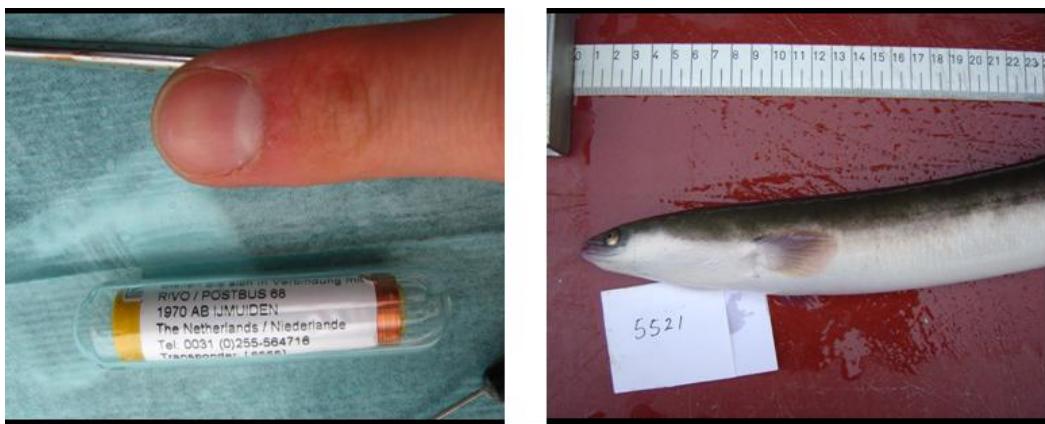
De meeste schieralen starten hun stroomafwaartse migratie in de herfst of winter direct na de uitzetting, enkele schieralen vertrokken pas 1 tot 2 jaar later (zie Bijlage 3; Winter, Jansen, Bruyls 2006). Er zijn aanwijzingen dat schieraal tot op zekere hoogte het 'schier worden' terug kan draaien (Zie Bijlage 6: Winter 2004, Durif et al. 2005). Dit zou ook verklaren waarom een klein deel door sportvissers wordt gevangen met aas, terwijl algemeen aangenomen wordt dat schieralen niet meer eten tijdens de trek.

3.2 Discussie zenderonderzoek

Uitgaande van de schieralen die gestart zijn met hun stroomafwaartse migratie (121 in 2002 en 105 in 2004) blijkt dat 37% in 2002 en 31% in 2004 de zee heeft gehaald (zie tabel 3.2).

Door terugmelding van de zenders kon worden bepaald dat 15% in 2002 en 13% in 2004 is gevangen door beroepsvisserij en 1-2% door sportvisserij. Omdat er altijd een deel van de zenders van gevangen schieralen niet zal worden ingeleverd, is dit een minimumsschatting. Welk deel van de zenders wordt ingeleverd is afhankelijk van de 'zichtbaarheid' van de zender, of er aanvullende informatiecampagnes zijn of dat alle informatie voor terugmelding op de zender te lezen is en de hoogte van de beloning voor terugmelding en de doelgroep. In Noord-Amerika is veel onderzoek verricht naar de relaties tussen terugmeldingen en deze factoren. Omdat de NEDAP-zenders vrijwel niet over het hoofd worden gezien tijdens het schoonmaken van de schieraal voor consumptie, alle informatie op de zender zelf staat en er geen aanvullende informatie nodig is, en de 30€ beloning op het etiket staat, schatten we op basis van de

Amerikaanse onderzoeken in dat 60-70% van de gevangen transponders terug zijn gestuurd (zie Bijlage 3; Winter, Jansen & Bruijs 2006 voor verdere onderbouwing). Dit zou betekenen dat naar schatting 21-25% in 2002 en 19-22% in 2004 van de schieralen gevangen is door beroepsvisserij en 1% in 2002 en 3% in 2004 door sportvisserij.



Op de transponders is duidelijk het adres en beloning te lezen (links). Van elk van de geopereerde schieralen zijn portefoto's gemaakt om het schieraal-stadium goed te documenteren en te vergelijken bij eventuele terugvangst (rechts).

Alleen schieralen die nooit meer zijn waargenomen nadat ze bij de turbines van de waterkrachtcentrales waren gedetecteerd zijn toegewezen aan sterfte door waterkracht ('WKC direct'). Sommige schieralen zullen echter dodelijk gewond raken door turbinebladen maar niet direct sterven en nog verder stroomafwaarts zakken alsvorens te sterven, of eventueel dood iets verder stroomafwaarts driften. De kans dat een schieraal die de turbines passeert dodelijk wordt getroffen is goed bekend door vele KEMA-onderzoeken bij de WKC Linne (Hadderingh & Bakker 1998, Bruijs et al. 2003). Deze kans is afhankelijk van de lengte van de schieraal en het debiet door de turbines en bedraagt 12-35%. In het najaar van 2002 was dit gemiddeld 24% (Bruijs et al. 2003). Hiermee is op basis van de aantallen schieralen die bij de ingang van de turbines zijn gedetecteerd geschat wat de sterfte door waterkracht is geweest. Wanneer er vanuit wordt gegaan dat alle schieralen die bij de ingang zijn gedetecteerd ook daadwerkelijk door de turbines zijn gepasseerd, dan zou dit betekenen dat er in totaal voor beide WKC's (Linne en Alphen) gezamenlijk 26% in 2002 en 34% in 2004 van de schieralen door waterkracht is omgekomen. Echter, het gedrag van een deel van schieralen bij de ingang van de turbines verschilde duidelijk van het passegergedrag bij andere stations (zie ook hoofdstuk 4). Een deel van de alen werd meerdere malen gedetecteerd bij de ingang, wat duidt op 'terugkeer'gedrag of 'heen en weer zwemmen'. Als we er van uitgaan dat alle schieralen die dit gedrag vertonen uiteindelijk toch via de stuwen of de vistrap naar beneden trekken dan zou 16% in 2002 en 25% in 2004 dodelijk verwond zijn geraakt. De werkelijke sterfte zal vermoedelijk tussen beide schattingen liggen. Wanneer we de directe WKC verdwijningen zoals geobserveerd afhalen van de geschatte totale sterfte door waterkracht op basis van de detecties bij de ingang van de turbines, krijgen we een indicatie voor de mate waarin 'vertraagde' sterfte optreedt stroomafwaarts van het eerste detectiestation beneden elk van de WKC's ('WKC indirect'). (zie Bijlage 3; Winter, Jansen & Bruijs 2006 voor verdere onderbouwing).

Naar schatting 11-25% in 2002 en 10-22% in 2004 van de verdwijningen kan niet direct worden toegewezen aan een factor. Deze verdwijningen zouden kunnen worden veroorzaakt door verschillende factoren: 1) natuurlijke sterfte door ziekte of predatie (waarbij gezien de grootte van alen, predatie geen grote rol lijkt te spelen); 2) extra sterfte die gerelateerd is aan het experiment (hoewel de tank-experimenten geen extra sterfte voor gezenderde alen liet zien, Bijlage 2; Winter et al 2004); 3) transponderverlies (is niet waargenomen in tank-experiment, maar kan niet uitgesloten worden in veldsituatie) of voortijdig falen van transponders (andere studies met NEDAP-transponders laten zien dat deze zeer betrouwbaar zijn en meestal beter presteren dan de kwalificaties van de fabrikant (Breukelaar et al 1998, Winter & Fredrich 2003);

4) schieralen die levend en wel langer dan de levensduur van de batterij op een traject blijven hangen alvorens verder te trekken (enkele schieralen trokken pas 1-2 jaar na uitzetting verder).
 5) mogelijke invloed van scheepvaart en koelwaterinzuigingen (hierover is heel weinig bekend)
 6) daarnaast is zowel de schatting van 60-70% voor het terugmelden van zenders (visserijsterfte) als de 24% sterfte per turbinepassage (door de grotere gemiddelde lengte van de gezenderde schieralen) aan de voorzichtige kant en is het dus denkbaar dat deze nog iets hoger liggen dan boven ingeschat. Het is waarschijnlijk dat de 'onbekende' fractie een optelsom is van deze verschillende factoren, maar het is erg lastig om te bepalen in welke mate elk van de factoren hieraan bijdraagt (Bijlage 3).

Tabel 3.2. Samenvattend overzicht van de geobserveerde en geschatte sterften en succesvolle passages

	Batch 2002 (N=121)		Batch 2004 (N=105)	
	Geobserveerd	Geschat	Geobserveerd	Geschat
Succesvolle passage naar Zee	37 %	>37 %	31 %	>31 %
Beroepsvisserij	15 %	21-25 %	13 %	19-22 %
Sportvisserij	1 %	1 %	2 %	3 %
WKC totaal	9 %	16-26 %	21 %	25-34 %
<i>WKC direct</i>	9 %	9 %	21 %	21 %
<i>WKC indirect</i>	-	7-17 %	-	4-13 %
Onbekend	38 %	11-25 %	35 %	10-22 %

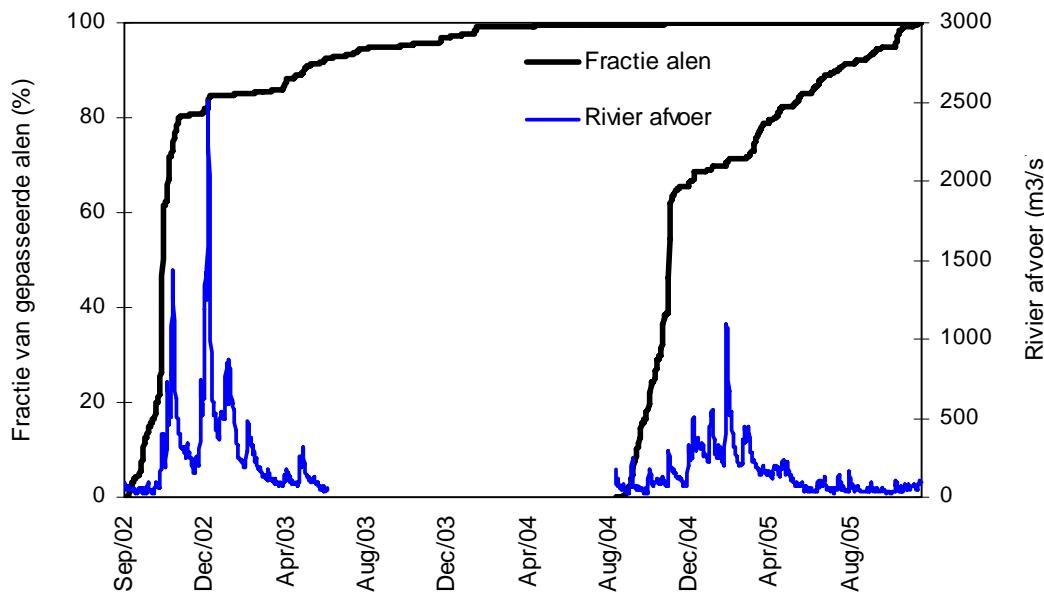
4 De invloed van debiet en individueel gedrag op de sterftekans van migrerende schieraal

De migratie van schieraal vindt plaats gedurende enkele weken in het najaar en vroege winter. De rivieraafvoer is één van de factoren waarvan verwacht wordt een belangrijke rol te spelen bij het initiëren van de migratie (Cairns, 1941; Lowe, 1952, Burnett, 1969, Todd, 1986). Bovendien beïnvloedt het debiet de sterfte van schieraal op verschillende manieren. Dit hoofdstuk geeft een verdere verdieping van de effecten van het debiet op sterfte tijdens de schieraaltrek.

4.1 Verdeling van de schieralen over de verschillende alternatieve 'waterroutes'

Of de alen zich al dan niet conform het debiet verdelen over de stuwdam, waterkrachtturbines en vistrappen is bepaald door middel van een vergelijking tussen de waargenomen en de geschatte fractie alen die de stuwdam/WKC hebben gepasseerd. De schatting is gebaseerd op de fractie van het debiet dat over de stuwdam dan wel door de turbines is gestroomd. Helaas waren er alleen debietgegevens van de turbines en over de stuwdam beschikbaar voor een korte periode in 2004.

Schieraalmigratie vindt plaats in de late herfst/ vroege winter en hangt sterk samen met het toenemende rivierdebiet. Beide cohorten vertoonden een steile migratiepiek, hoewel de piek in 2002 steiler was dan de piek in 2004. In het algemeen wordt de piek gevolgd door een meer gradueel patroon (Figuur 4.2).



Figuur 4.2 Rivieraafvoer in relatie tot aal migratie. Cumulatief percentage alen gedetecteerd bij alle detectiestations

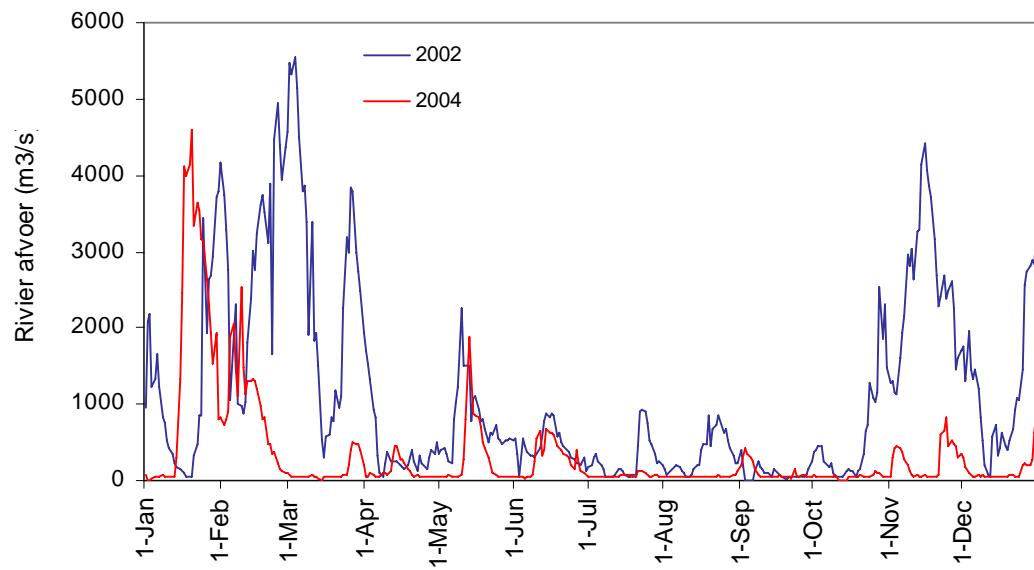
Of de alen zich al dan niet conform het debiet verdelen is bepaald door middel van een vergelijking tussen de waargenomen en de geschatte fractie alen die de stuwdam/WKC hebben gepasseerd (schatting is gebaseerd op fractie debiet stuwdam/WKC). De waargenomen en de geschatte fractie komen zeer sterk overeen met elkaar (Tabel 4.2). Deze resultaten tonen aan dat de verdeling van schieraal over de verschillende migratierroutes (WKC/stuw+vistrap) in overeenstemming is met de relatieve afvoer over beide routes. Wanneer schieraal het

stuwcomplex nadert zijn zij dus verdeeld over de verschillende mogelijke routes (stuw, WKC, of vistrap) volgens het rivierdebiet.

Tabel 4.2 Verdeling van schieraal over respectievelijk de stuw en de WKC bij locatie Linne. De waargenomen fracties zijn gebaseerd op de transpondergegevens; de geschatte fracties zijn bepaald aan de hand van de verdeling van afvoer over de stuw en door de turbines op het moment dat de alen passeerden.

	WKC	Stuw + vistrap
Aantal alen – waargenomen	40	7
Aantal alen – geschat	39.3	7.7

In tijden van grote afvoer wordt het rivierwater via het Hollandsch Diep en Haringvliet en door de spuisluizen van de Haringvlietdam naar zee geleid, zoals in het najaar en vroege winter van 2002 (Figuur 4.3). Terwijl in tijden van lage afvoer het rivierwater via het Dordse Kil of Spui en de Oude Maas bij de Nieuwe waterweg naar buiten gaan, zoals in najaar en vroege winter van 2004. ALEN kunnen ook tussen deze twee migratieroutes “kiezen” voor hun passage naar de Noordzee. In 2002 trok het grootste deel van de alen (66%) via het Haringvliet naar de zee, terwijl in 2004 de meeste alen de zee bereikten via de Nieuwe waterweg (80%) (Tabel 4.3). Deze resultaten zijn in overeenstemming met het feit dat alen zich conform het debiet over de rivier verdelen (zie bovenstaande paragraaf & tabel 4.2). ALEN blijken in het benedenstroomse gedeelte geen afwijkend gedrag te vertonen maar zij verdelen zich gelijkmatig over het rivierdebiet.



Figuur 4.3 Debiet van Haringvliet in 2002 en 2004

Tabel 4.3 Aantallen alen die de Noordzee bereiken via de twee uittrekmogelijkheden

	Totaal	Haringvliet	Oude Maas
Cohort 2002	41	27 (66%)	14 (34%)
Cohort 2004	30	6 (20%)	24 (80%)
Totaal	71	33	38

4.2 Visserijsterfte

Visserijsterfte wordt bepaald aan de hand van de teruggemelde transponders door zowel commerciële als recreatieve visserij (zie sectie 2.4).

In totaal zijn er 24 transponders in 2002 en 21 transponders in 2004 gemeld door de commerciële visserij (ankerkuil) direct benedenstrooms van WKC-Linne. Commerciële visserij benedenstrooms van WKC-Alphen meldde 4 transponders in 2002 en 10 transponders in 2004. In totaal zijn er 8 transponders in 2002 en 0 transponders in 2004 toegewezen aan visserij in het benedenstroomse gebied van de Maas (Tabel 4.4). Opvallend is het grote verschil in visserijsterfte tussen beide cohorten in het benedenstroomse gebied. Visserijintensiteit in het Hollands Diep en het Haringvliet is vele malen hoger dan de visserijintensiteit in de Oude Maas en de Nieuwe Waterweg. Dit in overweging nemende samen met het feit dat alen in 2002 grotendeels via het Haringvliet naar buiten trokken terwijl in 2004 de belangrijkste migratieroute via de Nieuwe Waterweg was (zie paragraaf 4.2), verklaart de verschillen in visserijsterfte in het benedenstroomse gebied tussen beide jaren. Opvallend zijn de hoge aantallen verdwijningen met onbekende oorzaak tussen Dordtse Kil/Spui en Oude Maas in 2004 (zie Tabel 3.1). Hier zou wellicht ook de intensieve scheepvaart of industrie een rol kunnen spelen.

De migratieroute, bepaald door het debiet van de Maas (en de Rijn), is van invloed op de kans dat alen in de visserij terecht komen. Het waargenomen verschil in visserijsterfte gedurende 2002 versus 2004 bij WKC-Alphen is mogelijk ook een gevolg van het debiet; De ankerkuilen bij WKC-Alphen liggen direct achter de uitgang van de WKC en daarom zullen alleen de alen die door de WKC gaan te maken krijgen met de kans om in de visserij terecht te komen. Alen die de stuwen passeren hebben geen kans om in deze specifieke visserij terecht te komen. Omdat in 2004 de afvoer relatief laag was werd vrijwel al het water door de turbines geleid en niets over de stuwen. In 2002 was er een hogere afvoer en werd een deel van het water (en dus een deel van de alen) over de stuwen afgevoerd. Bij WKC-Linne speelt dit niet omdat de visserij hier in de hoofdstroom plaatsvindt (zie paragraaf 2.2).

Er zijn geen redenen om aan te nemen dat er een verschil is in het percentage terugmeldingen van transponders ten opzichte van het totaal aantal gevangen transponders door de visserij (zie paragraaf 3.2), tussen de twee migratieroutes in het benedenstroomse gedeelte of tussen de verschillende jaren.

Tabel 4.4 Aantal door de visserij teruggemelde transponders (commercieel en recreatief)

	2002	2004
Benedenstrooms WKC-Linne	4	4
Benedenstrooms WKC-Alphen	5	8
Benedenstroomse gebied van de Maas	8	0
Anders	7	9
Totaal	24	21

*Aantallen zijn gebaseerd op alle gemelde vangsten (inclusief de paar transponders uit de 2002 batch die recentelijk ingeleverd zijn).

4.3 Sterfte door waterkrachtcentrales

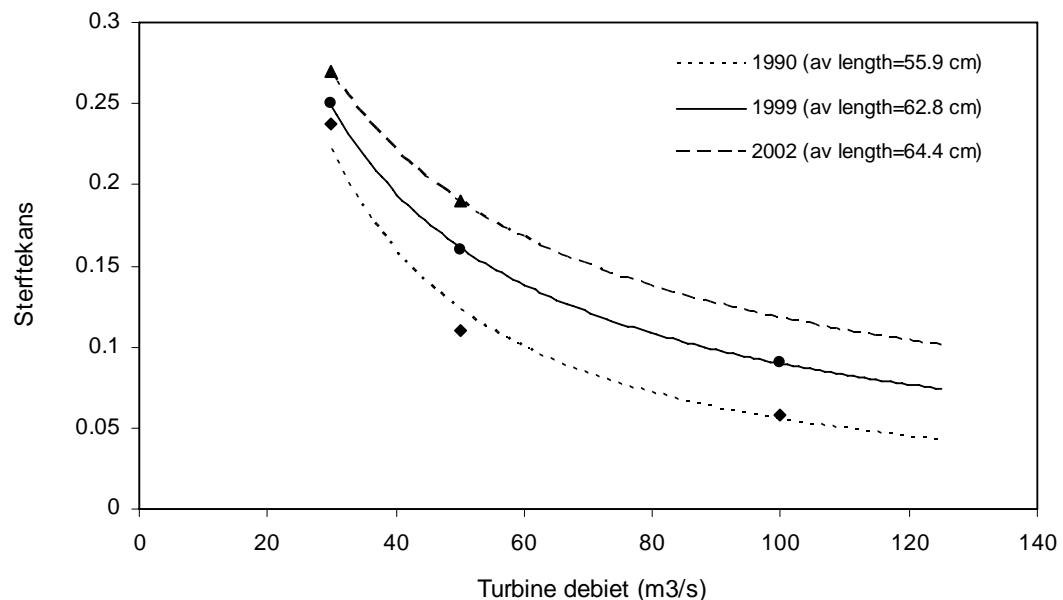
Het debiet beïnvloedt sterfte door waterkrachtcentrales op twee manieren: 1) bij een hoge afvoer is de fractie alen die de turbines passeert versus alen die via de stuwen of vistrap naar beneden trekken lager en bij een lage afvoer is de fractie die via de turbines gaat groter 2) daarnaast is de sterftekans in de turbines afhankelijk van het debiet: bij een hoog debiet door een turbine is de sterftekans lager dan bij een laag debiet. Hieronder worden voornamelijk de effecten van de sterftekans in de turbines besproken (2).

Omdat er alleen gegevens over het debiet door WKC-Linne beschikbaar is, wordt hier de waterkrachtcentrale bij Alphen buiten beschouwing gelaten. Waargenomen sterfte door

waterkrachtcentrales wordt toegekend aan alen die gedetecteerd worden bij de ingang van de WKC maar vervolgens niet gedetecteerd worden bij het detectiestation direct benedenstrooms van de WKC (Linne-dorp), en niet gevangen zijn door de ankerkuilen in de buurt van de uitgangen van de WKC's.

Sterfte veroorzaakt door waterkrachtcentrales kan ook berekend/geschat worden aan de hand van het aantal alen dat in de WKC terecht komt en de sterftekans die zij ondervinden in de turbines. Hadderingh & Bakker (1998) hebben de turbine gerelateerde sterfte in de WKC Linne onderzocht. In dit onderzoek toonden zij aan dat het turbine debiet een verklarende factor was voor het niveau van de sterfte in de turbines. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door de relatief smalle opening tussen de schoepen en de turbineschaft bij een laag debiet. Dit onderzoek (vismigratie 5c) liet al eerder zien dat er in WKC Linne een tegengestelde relatie bestaat tussen de sterfte en het turbinedebiet (figuur 4.1, zie ook Bruijs et al., 2003). In 2002 gold voor alen met een gemiddelde lengte van 64,4 cm de volgende relatie:

$$\text{Sterfte} = 2.8 * \text{Debit}^{-0.6888}$$



Figuur 4.1. Aalsterfte (%) bij verschillende turbinedebieten in WKC-Linne (gebaseerd op: Bruijs et al., 2003).

Het debiet in de turbines is sterk afhankelijk van het beheer van de WKC. WKC-Linne heeft vier horizontale Kaplan-bulb turbines. Afhankelijk van het rivierdebiet worden de turbines automatisch aan dan wel uit gezet (zie tabel 4.1 voor een specifieke beschrijving van het WKC-beheer). Het totale debiet wordt hierbij gelijkmatig over het aantal werkende turbines verdeeld. Het WKC-beheer varieert bij respectievelijk toenemend dan wel afnemend rivierdebiet. Het maximum debiet door de WKC is 500 m³/s. Wanneer de rivieraafvoer hoger is dan 500 m³/s, wordt het resterende deel van de rivieraafvoer via de stuwdam geleid. Wanneer de rivieraafvoer groter is dan 800 m³/s wordt de WKC stilgelegd omdat het verschil in waterpeil tussen bovenstrooms en benedenstrooms van de WKC dan te gering is om de turbines nog te laten werken.

Tabel 4.1 Beheer van WKC-Linne in relatie tot rivierafvoer (*gebaseerd op: KEMA, 2004*)

Aantal ingeschakelde turbines	Rivierafvoer bij het inschakelen van de turbines	Rivierafvoer bij het uitschakelen van de turbines	Turbinedebiet	Debit over de stuw	Debit door de vistrap
0	0-30	0-30	0	River debiet	5
1	30-69.5	30-62.4	Rivier debiet/1	0	5
2	69.5-144	62.4-102	Rivier debiet /2	0	5
3	144-158	102-144	Rivier debiet /3	0	5
4	158-500	144-500	Rivier debiet /4	0	5
4	500-800	500-800	500	Rivier debiet - 500	5
0	>800	>800	0	Rivier debiet	5

Debietgegevens van de waterkrachtcentrales waren slechts beschikbaar voor een beperkte periode (oktober-december 2004 en maart 2005). Het turbinedebiet over de gehele periode is bepaald door middel van een extrapolatie van het rivierdebiet in relatie tot het WKC-beheer. Om de betrouwbaarheid van het geschatte turbinedebiet te bepalen, zijn resultaten van de gemeten afvoer vergeleken met de geschatte afvoer voor hetzelfde tijdsinterval. Tenslotte is de geschatte sterfte van schieraal berekend door het totaal aantal gedetecteerde alen te vermenigvuldigen met de mortaliteitskans - welke afhankelijk is van het turbinedebiet (figuur 4.1). Gegevens zijn opgewerkt tot totale sterfte per periode.

In totaal zijn er 157 alen gedetecteerd bij het detectiestation vlak voor de ingang van WKC-Linne, waarvan er 141 wederom gedetecteerd zijn bij Linnedorp (direct bij de uitgang van de WKC). Dit resulteert in een sterfte van 16 alen. Aan de hand van het theoretische model waar de sterftekans berekend wordt op basis van het turbinedebiet is de overleving geschat op 130 alen. Dit is duidelijk lager dan de waargenomen 141. Alen hebben in werkelijkheid dus een hogere overleving dan geschat wordt op basis van het theoretische model. Bij hoge afvoer zullen schieraal via de stuwe naar beneden trekken. Daarnaast maken schieraal bij hun stroomafwaartse trek soms ook gebruik van vistrappen, zoals in de vistrap bij Sambeek is waargenomen (zie bijlage 1). Het is mogelijk dat alen die gedetecteerd zijn voor de turbines weten te "ontsnappen" aan de turbines en via een alternatieve route het stuwecomplex passeren (bv stuwe of vistrap), waardoor de sterftekans wordt overschat. Dit wordt in onderstaande paragraaf verder uiteengezet.

4.4 Effecten van gedrag op WKC sterfte

De detecties van alen bij één van de rivierstations wordt over het algemeen gekarakteriseerd door één of een serie van detecties met een interval van twee minuten. Detecties bij een detectiestation in de buurt van een WKC laten daarentegen een ander patroon zien (Winter et al., 2004). Naast alen die eenmaal gedetecteerd werden was er een groep alen welke terugkeergedrag vertoonden met intervallen tussen twee detecties van meer dan 2 minuten, variërend van enkele uren tot enkele weken. Een andere groep vertoonde 'twijfel' gedrag voor de turbines, dit werd aangeduid door een serie van detecties met tijdsintervallen van 2 minuten. Alen die afwijkend gedrag vertonen kunnen naar alternatieve migratierroutes zoeken om de WKC te passeren, en kunnen hiermee de sterftekans verkleinen. Er zijn vijf scenario's opgesteld met betrekking tot het ontwijken van de WKC:

- 1) Baseline: alle alen die gedetecteerd zijn bij de ingang van de WKC zullen de turbines passeren
- 2) Alle alen die terugkeergedrag vertonen bij de ingang van WKC Linne gebruiken de stuwe of de vistrap. Hierbij is terugkeergedrag gedefinieerd als een serie van detecties met een interval van meer dan 2 minuten.

- 3) Alle alen die twijfelgedrag vertonen bij de ingang van WKC-Linne gebruiken de stuw of de vistrap. Hierbij is twijfelgedrag gedefinieerd als een serie van detecties met elk een interval van 2 minuten.
- 4) Alle alen die terugkeer- of twijfelgedrag vertonen bij de ingang van WKC-Linne gebruiken de stuw of de vistrap
- 5) Allen alen die terugkeer- of twijfelgedrag en meer dan 3 keer gedetecteerd zijn bij de ingang van WKC-Linne gebruiken de stuw of de vistrap

Voor elk van de scenario's zijn drie parameters berekend: i) het waargenomen aantal alen bij WKC-Linne, ii) het waargenomen aantal alen dat passage door de WKC heeft overleefd (=alen gedetecteerd bij Linnedorp) en iii) het geschatte aantal alen dat passage door de WKC heeft overleefd. Voor ieder van de scenario's is berekend hoe goed de waargenomen en de geschatte mortaliteit overeenkomt (100% = best verklarende scenario). Wanneer gedrag geen rol speelt bij het al dan niet passeren van de WKC wordt verwacht dat het waargenomen en het geschatte aantal alen dat passage door de WKC heeft overleefd in de baseline gelijk zal zijn. Indien een van de scenario's een betere fit geeft tussen de waargenomen en de geschatte sterfte, is dit een indicatie dat individueel gedrag inderdaad een belangrijke rol speelt bij de ingang van de WKC.

Het gemiddeld aantal detecties per detectiestation is hoger voor WKC-Linne dan voor de overige rivierstations (respectievelijk 8.1 en 2.6 detecties per aal), en werd waargenomen in beide cohorten (2002 en 2004). Ook het aantal detecties bij WKC-Alphen was hoger dan bij de rivierstations. Dit wijst erop dat dit afwijkende gedrag bij de WKC's een algemene trend is. Van de 157 gedetecteerde alen bij WKC-Linne is 55% één keer gedetecteerd, 26% vertoonde terugkeergedrag en 20% vertoonde stationaire detecties. Dit wijst op ontwijkings- en twijfelgedrag van de alen bij de ingang van de WKC. Het is bekend dat vissen de capaciteit bezitten om te reageren op stressfactoren zoals bijvoorbeeld predatoren (ontwijkingsgedrag). Het is dan ook mogelijk dat het geluid veroorzaakt door de turbines er voor zorgt dat de alen zich abnormaal gaan gedragen bij de ingang van de turbines. ALEN die afwijkend gedrag vertonen kunnen naar alternatieve migratierroutes zoeken om het stuwwallcomplex te passeren. Niet alle alen die de WKC benaderen hoeven daarom de WKC te passeren. Bovendien blijken de alen in werkelijkheid een betere overleving te hebben dan voorspeld door het theoretische model (paragraaf 4.3.3). Ontwijkings- en twijfelgedrag bij de ingang van de WKC kan dan ook de verklarende factor zijn voor het verschil tussen deze waargenomen en geschatte sterfte veroorzaakt door de WKC. Voor verschillende scenario's is doorgerekend hoe het gedrag de mortaliteit van de schieralen bij een WKC kan beïnvloeden.

Tabel 4.5a geeft een overzicht van de resultaten van de scenario's gebaseerd op de beperkte periode waarvoor gemeten turbinedebieten beschikbaar waren. In deze periode werden 55 alen gedetecteerd bij de ingang van de WKC, 53 hiervan werden wederom gedetecteerd bij Linnedorp en werden daarom toegekend aan de groep overlevenden, terwijl de schatting door middel van het theoretische model was dat er slechts 46 zouden overleven. Dit resulteert in een fit van 87% voor dit basis-scenario. Al de andere gedragsscenario's gaven ongeveer eenzelfde fit. De resultaten gebaseerd op de *geschatte* debieten door de turbines in de beperkte periode vertoonden een gelijk patroon, en zijn daarom niet weergegeven in de tabel. Zoals reeds in paragraaf 4.3.3 aangegeven zijn er in totaal 157 alen gedetecteerd bij de ingang van WKC-Linne, 141 daarvan hebben het overleefd terwijl de schatting was dat slechts 130 de passage door de turbines zouden overleven. Dit resulteert in een fit van 92% voor de baseline studie. Alle vier de scenario's waarbij gedragsaspecten zijn geïntroduceerd geven een betere fit dan de baseline studie. Het scenario waarbij uitgegaan wordt dat alle alen die terugkeer- of twijfelgedrag vertonen bij de ingang van WKC-Linne de stuw of de vistrap gebruiken, geeft de beste fit tussen de waargenomen en geschatte sterfte.

Tabel 4.5a Aantal waargenomen en geschatte alen bij WKC-Linne en Linnedorp. Waarden zijn gebaseerd op gemeten turbineafvoer in WKC-Linne (beperkte periode).

	Scenario				
	Baseline (1)	Terugkeer (2)	Stationair (3)	Stationair + Terugkeer (4)	Stationair + Terugkeer + >3 detecties (5)
WKC-Linne	55	52	46	43	50
Waargenomen- Linnedorp	53	50	44	41	48
Geschat- Linnedorp	46	43	38	36	41
Fit (%)	86	87	87	87	86

Tabel 4.5b Aantal waargenomen en geschatte alen bij WKC-Linne en Linnedorp. Waarden zijn gebaseerd op geschatte turbine afvoer in WKC-Linne (gehele experimentele periode)

	Scenario				
	Baseline (1)	Terugkeer (2)	Stationair (3)	Stationair + Terugkeer (4)	Stationair + Terugkeer + >3 detecties (5)
WKC-Linne	157*	146	122	111	136
Waargenomen- Linnedorp	141	130	108	97	121
Geschat- Linnedorp	130	122	102	93	114
Fit (%)	92	93	94	96	94

*Omdat de detectedatum bij Linnedorp gekoppeld is aan het debiet dat de alen ondervinden tijdens migratie door de turbine, zijn alen die een misdetectie gaven bij Linnedorp buiten beschouwing gelaten

De gedragsscenario's verklaren slechts een deel van het verschil tussen de waargenomen en de geschatte mortaliteit. Dit houdt in dat het verschil naast gedragscomponenten ook door andere factoren veroorzaakt wordt: 1) Niet alle alen die tijdens passage door de WKC verwond worden door de turbineschoepen, sterven direct (Hadderingh & Bakker, 1998; Bruylants et al., 2003). In bovenstaande theoretisch model is geen rekening gehouden met indirecte sterfte veroorzaakt door de turbines. Alen met letale verwondingen kunnen wellicht Linnedorp nog wel passeren maar sterven in één van de volgende trajecten. Deze groep alen wordt daarom onterecht toegekend aan overlevenden van de WKC. 2) De sterfte is volgens het theoretische model gebaseerd op een formule die afhankelijk is van vislengte (Figuur 4.1; Hadderingh & Bakker, 1998). In dit experiment zijn echter alen gebuikt die gemiddeld groter waren dan de alen op basis waarvan de formule is bepaald. Hierdoor kan een onderschatting van de sterfte hebben plaatsgevonden.

4.5 Conclusies

Schieraaltrek vindt plaats gedurende enkele weken in het najaar wanneer de rivieraafvoer begint toe te nemen (Figuur 4.1). Visserij en WKC zijn beide substantiële factoren welke bepalen hoeveel alen succesvol het Nederlandse gedeelte van de rivier passeren (Hoofdstuk 3). Zowel visserijsterfte als sterfte veroorzaakt door de WKC wordt beïnvloed door de rivieraafvoer.

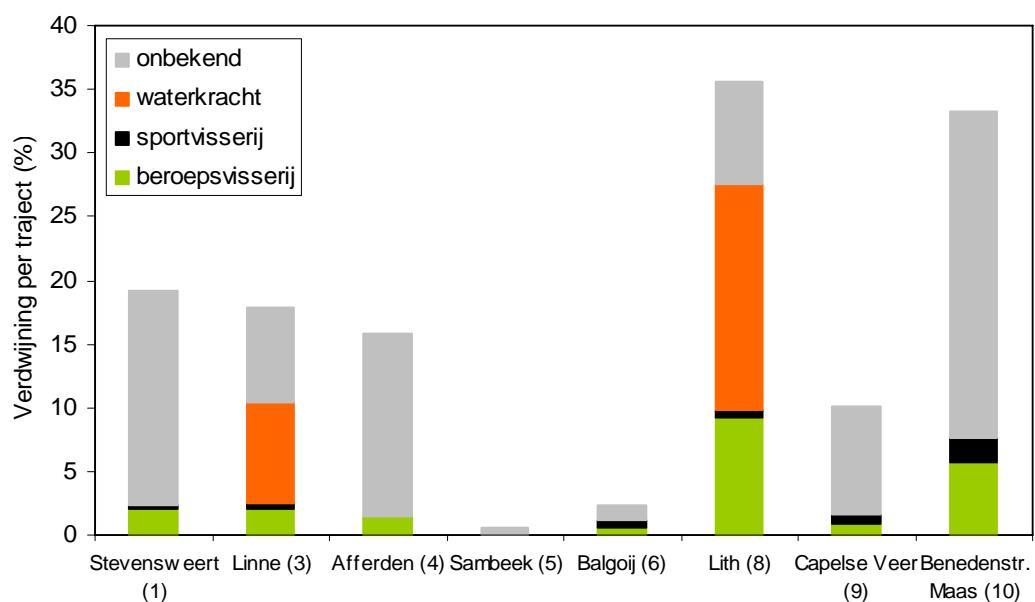
Omdat alen zich conform de rivieraafvoer verdelen zullen vissen in het benedenstroomse gedeelte van de Maas de hoofdstroom volgen. Of de hoofdstroom geleid wordt via het Haringvliet of via de Nieuwe Waterweg is grotendeels afhankelijk van het debiet in de Rijn. Visserijintensiteit blijkt in het Haringvliet hoger dan in de takken die uitmonden in de Nieuwe Waterweg. De migratieroute, bepaald door het debiet van de Maas en de Rijn, is daarom van invloed op de kans dat alen in de visserij terecht komen.

Het debiet beïnvloedt de sterfte door waterkrachtcentrales op twee manieren: 1) bij een hoge afvoer is de fractie alen die de turbines passeert versus alen die via de stuwdam of vistrap naar beneden trekken lager en bij een lage afvoer is de fractie die via de turbines gaat groter 2) bij een hoog debiet door een turbine is de sterftekans lager dan bij een laag debiet. De geschatte

sterfte in de turbines dat is berekend met behulp van het theoretische model geeft een hogere sterfte dan de waargenomen sterfte aan de hand van de detectiegegevens. Alen vertonen ontwijkings- en twijfelgedrag bij de ingang van de WKC. Alen die afwijkend gedrag vertonen kunnen naar alternatieve migratieroutes zoeken om het stuwwallcomplex te passeren. Niet alle alen die de WKC benaderen hoeven daarom de WKC te passeren en kunnen zodoende de sterftekans beïnvloeden. Alle vier de gedragsscenario's gaven een betere fit dan de baseline. Echter, de gedragsscenario's verklaren slechts een deel van het verschil tussen de waargenomen en de geschatte mortaliteit. Binnen deze studie is geen rekening gehouden met indirecte mortaliteit waardoor mogelijk een onderschatting is gemaakt van de sterfte veroorzaakt door de WKC. Daarnaast is het mogelijk dat het theoretische model een onderschatting maakt van de sterfte veroorzaakt door de WKC.

5 Impact van visserij en waterkracht op de populatie schieralen die vanuit de Maas trekken

In hoofdstuk 3 is geschat welk deel van de schieralen die vanaf de Grensmaas naar zee trekt, hier ook werkelijk in slaagt en welk deel verdwijnt op de verschillende trajecten. Daarom zijn de percentages die geschat zijn voor de sterfte door visserij en waterkracht alleen van toepassing op de schieralen die vanaf de Grensmaas naar zee trekken. Schieraal groeit op in het gehele stroomgebied van de Maas. Anders dan voor een riviertrekvis als bijvoorbeeld de zalm, komen er in stroomafwaartse richting tijdens de trek door Nederland telkens nieuwe schieralen bij, die van daaruit hun trek naar zee beginnen. Uit merk-terugvangst analyses binnen het zenderonderzoek van 2002 bij Linne en Lith kon worden afgeleid dat er bij Linne naar schatting 30.000-90.000 schieralen langs zijn gekomen, tegen 150.000-225.000 stroomafwaarts bij Alphen/Lith. Dit illustreert dat er ondanks tussentijdse sterfte een toenemend aantal nieuwe schieralen bij komt in stroomafwaarste richting (zie Bruijs et al., 2003 voor verdere details). Om de effecten van visserij en waterkracht te kunnen bepalen op populatieniveau is het noodzakelijk om te weten hoe de aantallen schieralen zijn verdeeld over het stroomgebied. Een schieraal startend in België zal meer kans hebben om door waterkracht en visserij te sterven, dan een schieraal die start in de Amer. Idealiter zou je willen meten waar en hoeveel schieralen er starten met hun stroomafwaartse migratie in heel het stroomgebied, dit is echter vrijwel niet uitvoerbaar. Als benadering is het wellicht mogelijk om op basis van dichtheseden opgroeiente 'rode aal' en het totale oppervlakte aan water-areaal in het stroomgebied een benadering voor de verdeling van de startende schieralen vast te stellen. Daarnaast zijn er verschillen tussen mannetjes en vrouwtjes schieralen. De mannetjes blijven korter in zoetwater en dringen minder ver door in stroomgebieden dan de vrouwtjes schieralen (Dekker 2004). De verdeling van de schieraalpopulatie over het stroomgebied van de Maas valt buiten het bestek van dit onderzoek.



Figuur 5.1. Overzicht van verdwijningen per traject op basis van gezenderde schieralen in de periode 2002-2006. De verdwijningskans is onderverdeeld in een fractie die toegeschreven kan worden aan waterkracht, beroepsvisserij, sportvisserij en een overblijvende fractie waarvan de oorzaken niet direct bekend zijn (zie discussie in hoofdstuk 3, en Bijlage 5).

Met bovenstaande zenderexperimenten is dus niet direct bepaald welke impact visserij en waterkracht hebben op de totale populatie schieralen die uit de Maas trekken. De totale fractie van

alle startende schieralen die er in slagen om uiteindelijk de zee te halen (zogenaamde ‘escapement’) speelt echter een belangrijke rol in het in ontwikkeling zijnde Europese beleid ten aanzien van het herstel van de schieraal. Met het oog hierop zouden gezenderde schieralen uitstekend gebruikt kunnen worden als ‘*meet-instrument*’ om de relatieve sterfte door onder andere visserij en waterkracht per traject te bepalen (zie figuur 5.1). Met deze fracties per traject en metingen of schattingen aan de verdeling van de schieraal over alle trajecten kan dan worden geschat welke impact deze factoren hebben op de ‘escapement’ van schieraal uit stroomgebieden.

6 Conclusies en aanbevelingen

Welke sterftes treden op tijdens de stroomafwaartse trek van schieraal en welk deel haalt de zee?

Van de gezenderde schieralen die vanaf de Grensmaas naar zee trokken gedurende 2002-2006 haalde 31-37% uiteindelijk de zee. Naar schatting 19-25% werd onderweg gevangen door beroepsvisserij, 1-3% door sportvisserij, en 16-34% kwamen om door passage door de turbines van de twee waterkrachtcentrales in het Nederlandse deel van de Maas. Dan blijven er 10-25% van de verdwijningen over waarvoor geen eenduidige verklaring is. Deze is waarschijnlijk een optelsom van verschillende factoren zoals natuurlijke sterfte, effecten van experiment, transponderverlies of langduriger verblijf op trajecten dan de batterijlevensduur (zie hoofdstuk3).

De geschatte percentages voor de batch van 2002 komen goed overeen met de percentages zoals gevonden voor de batch van 2004. Het deel dat succesvol de zee haalt ligt in de orde van een derde (37% in 2002 tegen 31 % in 2004). Een vijfde tot een kwart wordt opgevangen door de beroepsvisserij (21-25% in 2002 tegen 19-22% in 2004). Opvallend is dat er in 2002 veel meer gevangen werden in het benedenstroomse deel van de Maas, terwijl er in 2004 meer gevangen werden in het traject benedenstroms van het stuw-complex bij Alphen. Een zesde tot een derde komt om als gevolg van passage door de turbines van waterkrachtcentrales, waarbij de geschatte sterfte in 2002 met 16-26% beduidend lager was dan in 2004 met 25-34%.

Kortom, zowel waterkracht als visserij veroorzaken een substantiële extra mortaliteit van uittrekkende schieralen vanuit het Maas-stroomgebied (zie ook Bijlage 3: Winter et al. 2006, Winter & Jansen 2006).

Welke factoren zijn op deze sterftes van invloed?

De afvoer van de rivier is een belangrijke factor die van invloed is op de sterfte van de migrerende schieraal in de Maas. Deze bepaalt in sterke mate de timing *wanneer* schieralen trekken en *hoe* de schieralen zich verdelen over de verschillende routes bij barrières of over de riviertakken in het benedenstroomse gebied. Zo is het debiet een goede voorspeller van de fractie schieralen die bij de turbines opduiken danwel via alternatieve routes zoals over de stuw of via vispassages trekken (Bijlage 4: Jansen et al 2006): bij een hoge afvoer is de fractie allen die de turbines passeert versus allen die via de stuw of vistrap naar beneden trekken lager en bij een lage afvoer is de fractie die via de turbines gaat groter. De sterftekans van elke aal die in de turbine komt is eveneens sterk afhankelijk van het debiet: bij een hoog debiet door een turbine is de sterftekans lager dan bij een laag debiet. De visserijsterfte direct benedenstroms van stuwcomplex Alphen lijkt groter in jaren met minder afvoer. Daarnaast bepaalt de rivierafvoer in grote mate welke benedenstroomse route naar zee wordt genomen. In jaren met hoge Rijn-afvoer trekken de schieralen van de Maas voornamelijk via de Haringvlietsluizen naar buiten, in jaren met lage afvoer voornamelijk via de Nieuwe Waterweg. Wanneer een groot deel van de schieralen via de Haringvlietsluizen naar buiten trekt blijkt de visserijsterfte groter te zijn.

Een andere belangrijke factor is het gedrag van de schieralen bij stuwcomplexen. Schieralen die de turbines benaderen tonen duidelijk afwijkend gedrag ten opzichte van het trekgedrag waargenomen bij rivierstations. Ongeveer de helft van de schieralen die voor de ingang van de turbine zijn gedetecteerd vertoont terugkeergedrag of aarzelend gedrag. Een ander opvallende constatering is dat schieralen actiever zijn tijdens de eerste 5 uur van de nacht (Bruijs et al. 2002, Winter et al. 2005, Winter, Jansen & Bruijs 2006 en Jansen et al. 2006).

Wat zijn de consequenties van visserij- en waterkrachtsterfte voor het ontsnappingspercentage (escapement) van de totale schieraalpopulatie in de Maas?

In het in ontwikkeling zijnde Europese aalbeleid speelt de ontsnapping van schieraal ('escapement') een belangrijke rol. De percentages zoals hierboven geschat voor de verschillende sterfte-oorzaken (o.a. visserij en waterkracht) gelden uitsluitend voor schieralen die vanaf de Grensmaas naar zee trekken. Om de effecten van visserij en waterkracht voor de totale schieraalpopulatie van de Maas te bepalen is het noodzakelijk om de verdeling van schieraal over het gehele stroomgebied te kennen. Hierover is nog weinig bekend. Uit merkterugvangst analyses bij Linne en Lith kon worden afgeleid dat er bij Linne (stroomafwaart van de Grensmaas) naar schatting 30.000-90.000 schieralen langs zijn gekomen, tegen 150.000-225.000 stroomafwarts bij Alphen/Lith (Winter & Jansen 2006). Dit illustreert dat er ondanks optredende tussentijdse sterfte een toenemend aantal nieuwe schieralen bij komt in stroomafwaartse richting.

Aanbevelingen voor nieuwe toepassingen van telemetrie t.b.v. het paling-beheer

Gezenderde schieralen lijken uitstekend geschikt als 'meetinstrument' om de relatieve sterfte per riviersegment te bepalen. Met deze fracties per traject en metingen/schattingen van de verdeling van de totale schieraalpopulatie over alle trajecten kan dan worden bepaald welke impact de verschillende sterfetfactoren (waaronder visserij en waterkracht) hebben op de 'escapement' van schieraal uit stroomgebieden.

Op basis van deze relatieve sterftes per traject kunnen scenario-studies worden uitgevoerd naar de invloed van sterfetfactoren of maatregelen bij verschillende (hypothetische of gemeten) verdelingen van de schieraalpopulatie.

De unieke infrastructuur aan detectiestations in Nederland biedt goede mogelijkheden om gezenderde schieralen ook te gebruiken als vroegwaarschuwingsysteem om te bepalen wanneer schieralen trekken. Omdat de trek van schieraal zeer pieksgewijs plaatsvindt, zou deze toepassing gebruikt kunnen worden om voor korte periodes waterkrachtcentrales stil te zetten.

De zenderstudies gedurende 2002-2006 zijn ook heel goed bruikbaar als een nulmeting om de effectiviteit van de toekomstige maatregelen te kunnen evalueren.

Welke maatregelen kunnen sterfte van uittrekkende schieralen verminderen?

De visserijsterfte zal voornamelijk verminderd kunnen worden door een vermindering in de visserijspanning, aangezien het hier veelal visserijen betreft die specifiek op schieraal inzetten (de ene visserij meer op rode aal en andere meer op schieraal).

Om de sterfte van *waterkracht* te verminderen zijn er diverse maatregelen denkbaar: allereerst uiteraard het volledig stopzetten van waterkrachtwinning. Omdat de schieralen slechts in bepaalde perioden trekken (zowel verdeeld over de seizoenen) als per dag (groot deel in eerste deel van de nacht) kan het tijdelijk stopzetten van turbines tijdens de pieken van schieraaltrek tijdens de eerste deel van de nacht al gedeeltelijke bescherming bieden. Wanneer de trek goed kan worden voorspeld kan er gemiddeld over de jaren door stopzetting van de turbines op 20 dagen tijdens de trekperiode de waterkrachtsterfte worden gehalveerd (Bruylants et al. 2003). Om te bepalen wanneer schieralen precies trekken kunnen vroegwaarschuwingsystemen gebruikt worden zoals bijvoorbeeld de Migromat (Bruylants et al., 2003) of telemetrie zoals hierboven beschreven.

Door het waargenomen afwijkende zoek- en aarzelgedrag direct voor de ingang van de turbines lijkt de introductie van visgeleidingssystemen veelbelovend. Daarnaast trekken de schieralen slechts in een zeer beperkte periode van het jaar (enkele weken in het najaar) waardoor dergelijke geleidingssystemen waar het schieraal betreft slechts voor een beperkte periode werkzaam hoeven te zijn. Dit kan voordelen hebben omdat de introductie van visgeleidingssystemen soms praktische problemen met zich meebrengt; zo verzamelt zich bijvoorbeeld veel vuil voor een ingang wanneer roosters met een kleine opening geplaatst worden.

Dankwoord

Bij de uitvoering van dit project zijn veel mensen betrokken geweest. Allereerst willen we André Breukelaar van het RIZA danken voor de vele steun, meedenken, discussies en het aanleveren van detectiegegevens. Daarnaast zijn we veel dank verschuldigd aan Gerben Slob en Koos Fockens van NEDAP die erg flexibel waren in het aanleveren van transponders en technische ondersteuning. De beroepsvisser dhr. Nellisen heeft voor ons de benodigde schieralen gevangen en hij en zijn vrouw hebben ons altijd zeer gastvrij ontvangen of geholpen bij optredende problemen. Maarten Bruijs en Harry Polman van KEMA hebben met ons samen gewerkt binnen het EU-silvereel project en ons geholpen met het verkrijgen van gegevens over de rivieraafvoer en operationele WKC-beheer. Beate Adams en Ulrich Schwevers van hebben het mogelijk gemaakt dat we een Migromat konden gebruiken om experimenteel de invloed van het implanteren van transponders te kunnen bepalen. Bij het veldwerk hebben tal van IMARES-medewerkers en belangstellenden geholpen. Verder willen we alle inzenders van teruggevonden of gevangen transponders bedanken. Joep de Leeuw en Willem Dekker van IMARES willen we danken voor hun suggesties tot verbetering van de rapportages, publicaties en voor hun inbreng in discussies. Tot slot willen we Frans van den Berg van LNV dir. Visserij bedanken voor de uiterst prettige en inhoudelijke manier waarop hij dit project heeft begeleid als opdrachtgever. Wij hebben met erg veel plezier aan dit interessante project kunnen werken en zijn verheugd dat het zowel vanuit beleids- en beheersoogpunt als wetenschappelijk veel heeft opgeleverd.

Referenties

- Baras, E. & Jeandrain, D. 1998. Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* (L.) with biotelemetry transmitters. *Hydrobiologica* 371/372: 107-111.
- Breukelaar, A.W., Vaate bij de, A. & Fockens, K.T.W. 1998. Inland migration study of sea trout (*Salmo trutta*) into the rivers Rhine and Meuse (Netherlands), based on inductive coupling radio telemetry. *Hydrobiologia* 371/372: 29-33.
- Bruylants, M.C.M., Polman, H.J.G., van Aerssen, G.H.F.M., Hadderingh, R.H., Winter, H.V., Deerenberg, C., Jansen, H.M., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U. & Kessels, N. 2003. Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. EU-Report Contract Q5RS-2000-31141.
- Dekker, W. 2004. Slipping through our hands: Population dynamics of the European eel. PhD-thesis, University of Amsterdam, the Netherlands.
- Durif, C., Dufour, S. & Elie, P. 2005. The silverying process of the European eel: a new classification from the yellow resident stage to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* 66: 1-19.
- Durif, C., Elie, P., Gosset, C., Rives, J. & Travade, F. 2002. Behavioural study of downstream migrating eels by radio-telemetry at a small hydroelectric power plant. *American Fisheries Society Symposium XX*: 65-79.
- Feunteun, E., Acou, A., Lafaille, P. & Legault, A. 2000. The European eel: prediction of spawner escapement from continental population parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1627-1635.
- Green, A.W., Matlock, G. C. & Weaver, J. E. 1983. A method for directly estimating the tag reporting rate of anglers. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 412-415.
- Hadderingh, R.H. & Bakker, H. D. 1998. Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. In: M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss (eds.). *Fish migration and fish bypasses*. Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.: Oxford, UK.
- Jansen, H.M., Winter H.V., Bruylants M.C.M. & Polman H., 2006. Just go with the flow. How individual behaviour and river discharge affects silver eel mortality in the River Meuse. ICES ASC 2006.
- KEMA, 2004 (Bruylants, M.C.M.). Effectiviteit visgeleidingssystemen bij de bestaande waterkrachtcentrales Linne en Alphen. KEMA rapport 04-7019, d.d. 19 juli 2004.
- Lucas, M.C. & Baras, E. 2001. Migration of freshwater fishes. Blackwell Science, Cornwall, 420 pp.
- Moriarty, C. 1997. The European eel fishery in 1993 and 1994: First Report EU Concerted Action AIR A94-1939. *Fisheries Bulletin* (Dublin) 14: 52 pp.
- Winter H.V. & Fredrich, F. 2003. Migratory behaviour of ide, *Leuciscus idus*: a comparison between the lowland rivers Elbe, Germany, and Vecht, The Netherlands. *Journal of Fish Biology* 63: 871-880.
- Winter, H.V. 2004. Heeft schieraal een annuleringsverzekering? *Onze Zoetwatervisserij* 2004.
- Winter, H.V., Jansen, H.M., Adam, B. & Schwevers, U. 2005. Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel, *Anguilla anguilla*. In: M.T. Spedicato, G. Marmulla & G. Lembo (eds.). *Aquatic telemetry: advances and applications* 1-9.
- Winter, H.V., H.M. Jansen & M.C.M. Bruylants, 2006. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 221-228.
- Winter, H.V. & H.M. Jansen, 2006. Against all odds: silver eel mortality in the River Meuse in a population perspective. . ICES ASC 2006.

Bijlagen

Bijlage 1: Overzicht gemerkte schieralen uitgezet in 2002 en 2004

Bijlage 2: Winter, H.V., Jansen, H.M., Adam, B. & Schwevers, U. 2005. Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel, *Anguilla anguilla*. In: M.T. Spedicato, G. Marmulla & G. Lembo (eds.). *Aquatic telemetry: advances and applications* 1-9.

Bijlage 3: Winter, H.V., H.M. Jansen & M.C.M. Bruijs, 2006. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 221-228.

Bijlage 4: Jansen, H.M., Winter H.V., Bruijs M.C.M. & Polman H., 2006. Just go with the flow. How individual behaviour and river discharge affects silver eel mortality in the River Meuse. ICES ASC 2006.

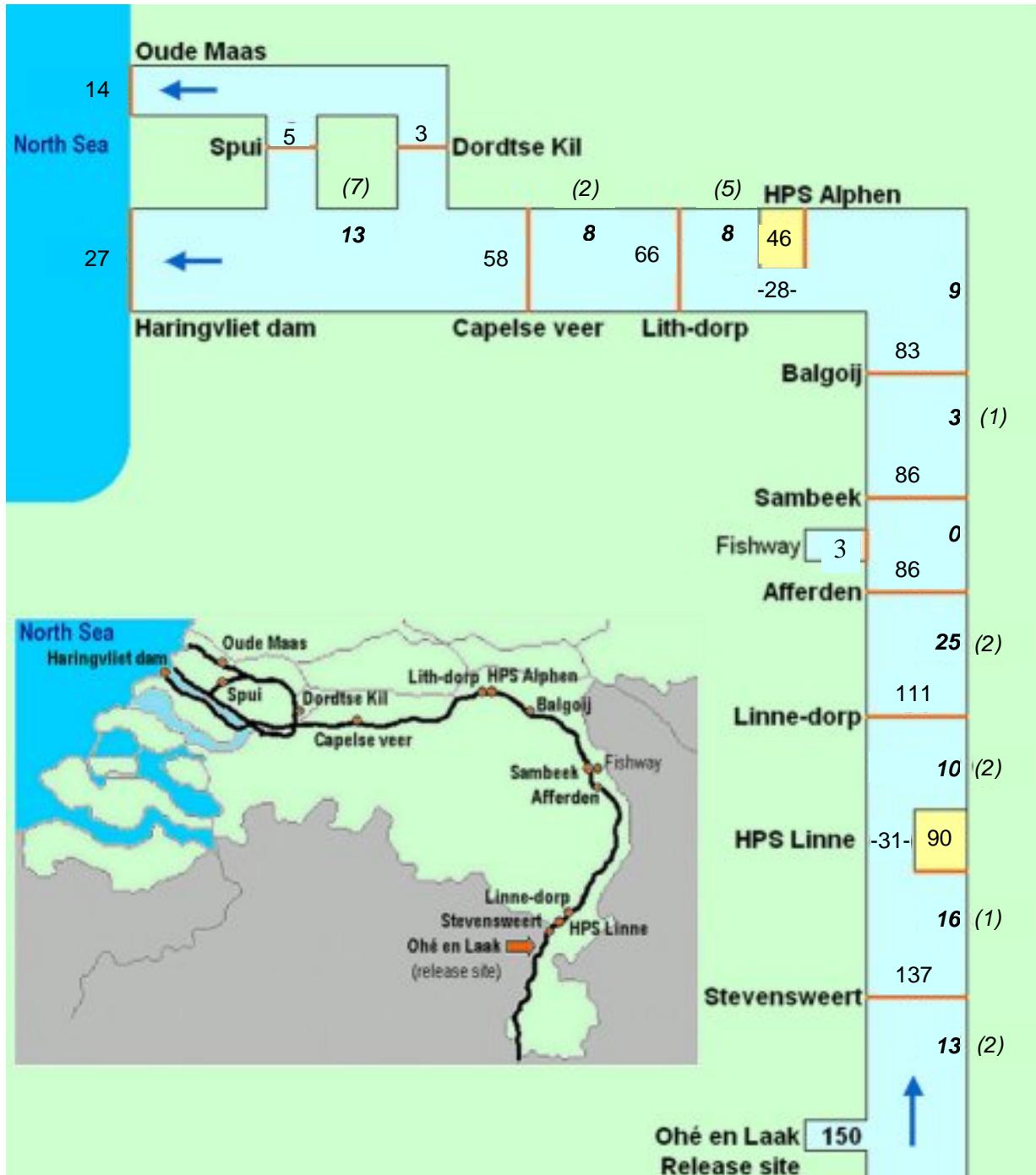
Bijlage 5: Winter, H.V. & H.M. Jansen, 2006. Against all odds: silver eel mortality in the River Meuse in a population perspective. ICES ASC 2006.

Bijlage 6: Winter, H.V. 2004. Heeft schieraal een annuleringsverzekering? *Onze Zoetwatervisserij* 2004.

Handtekening: _____

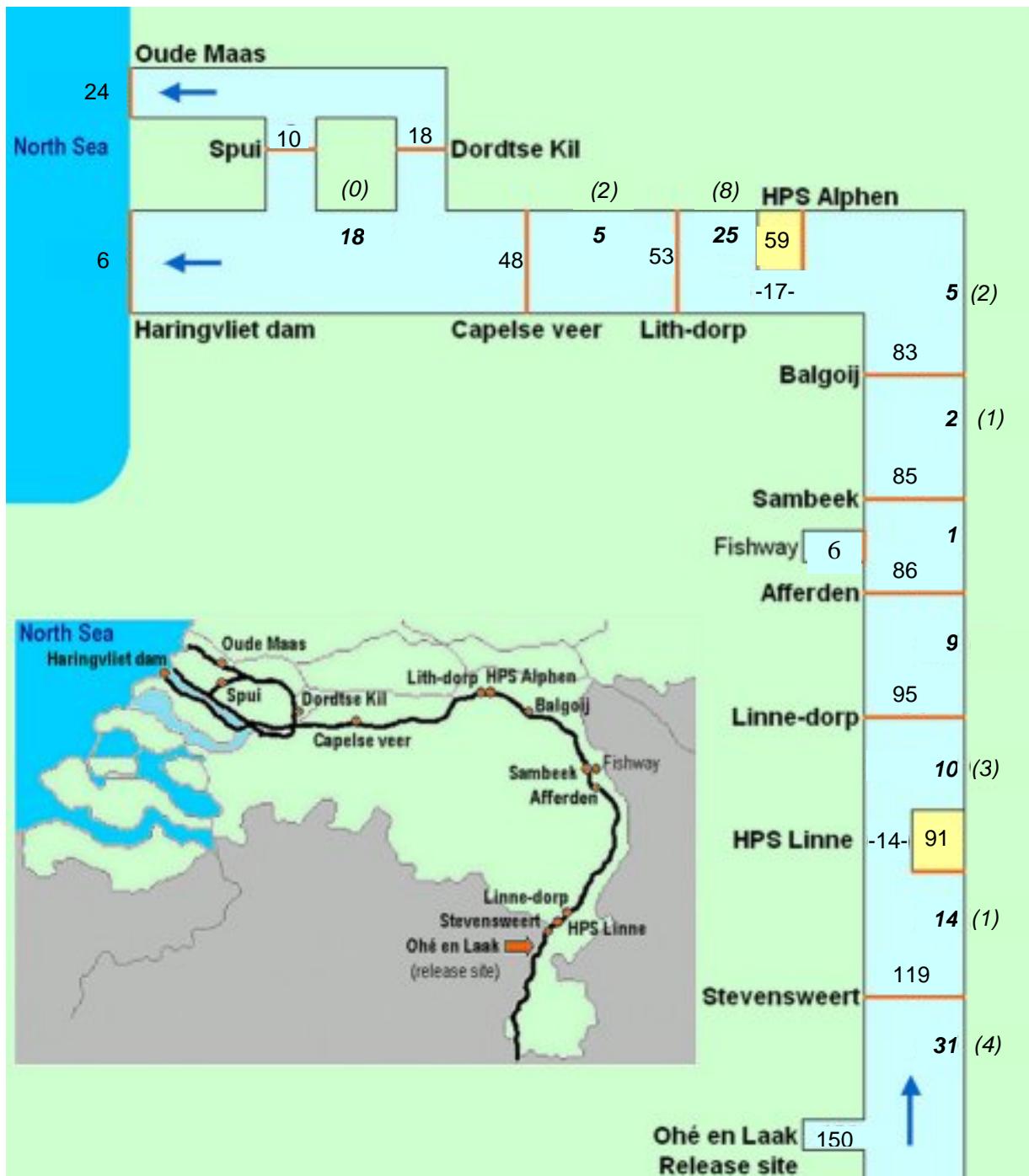
Datum: 26 oktober 2006

Overzicht gemerkte schieralen uitgezet in 2002



Per station (oranje lijnen) is aangegeven hoeveel schieralen passeren; per traject is in **vet** aangegeven hoeveel schieralen 'verdwijnen' en tussen haakjes hoeveel transponders ingestuurd zijn. In geel is aangegeven hoeveel schieralen bij de ingang van de WKC gedetecteerd, daarnaast is aangegeven hoeveel schieralen over de stuwen of vistrap om de WKC heen zijn getrokken.

Overzicht gemerkte schieralen uitgezet in 2004



Per station (oranje lijnen) is aangegeven hoeveel schieralen passeren; per traject is in **vet** aangegeven hoeveel schieralen 'verdwijnen' en tussen haakjes hoeveel transponders ingestuurd zijn. In geel is aangegeven hoeveel schieralen bij de ingang van de WKC gedetecteerd, daarnaast is aangegeven hoeveel schieralen over de stuwtoren of vistrap om de WKC heen zijn getrokken.

Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel, *Anguilla anguilla*

H.V. Winter^{*1}, H.M. Jansen^{1,2}, B. Adam³ & U. Schwevers³

¹Netherlands Institute for Fisheries Research (RIVO), IJmuiden, Animal Sciences Group, Wageningen UR, the Netherlands.
Tel: +32(0)255 564646; Fax +32(0)255 564644. *Corresponding Author, email: erwin.winter@wur.nl

²Fish Culture & Fisheries Group, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.

³Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen, Germany.

Key words: behaviour, telemetry, surgical implantation, methodological effects, eel.

Abstract

The applicability of using transponders (Nedap Trail™) to tag European eel *Anguilla anguilla* (L. 1758) during their silver eel stage, was tested in a controlled tank experiment. Most studies on effects of implanted radio tags focus on the impact on mortality, disease, wound healing and growth. In this experiment we also measured individual activity continuously, which allowed to detect more subtle effects on behaviour as well. In total 40 silver eels (680-1685 g) were anaesthetized and injected with a micro PIT-tag. In 20 of these, dummy transponders similar in shape (cylindrical, 14x63 mm), weight (26.5 g in air, 16.0 g in water), volume (9.5 cm³) and surface (glass) to Nedap-transponders were surgically implanted in the body cavity. All eels were placed in a Migromat®-tank with five compartments connected with openings that allowed free movement between compartments. Each opening was covered by an antenna recording individual passages. Because the tank was placed in the open, had transparent lids and was flowed with river water, eels could respond to 'natural' environmental stimuli, e.g. water temperature, turbidity, light and moon phase. The experiment was ended after 11 weeks (October-December). There was no significant difference in mortality rate between the control (15%) and experimental group (10%). All eel in the experimental group had closed wounds and none of the transponders was shed, nor any sign of expulsion was observed. In both groups one PIT-tag was lost. Individual activity level of the remaining eels was 38% lower in the experimental (n=17) than in the control group (n=16), indicating at least some effect of implanting transponders on the behaviour of eel. There was, however, no difference between groups in the timing of activity, neither during the entire period nor diurnal. Consequences for the interpretation of field telemetry experiments are discussed.

Introduction

Biotelemetry is a fast developing technology that is increasingly used to study fish behaviour (Lucas and Baras, 2001). In field experiments measurements are taken from tagged fish only, without the possibility of a control group. Therefore, it is important to determine potential bias in behaviour induced by the tagging procedure and materials on forehand in controlled experiments, especially since large differences in response to applied methodology are indicated for different species, life stages, and environmental circumstances (Jepsen *et al.*, 2002). Most controlled experiments on the effect of applying tele-

metric tags, however, focus on effects such as mortality, disease, wound healing, and growth (e.g. Lucas, 1989; Martin *et al.*, 1995; Martinelli *et al.*, 1998; Walsh *et al.*, 2000), whereas experiments with behavioural measurements are relatively few (Moore *et al.*, 1990; Adams *et al.*, 1998; Perry *et al.*, 2001; Koed and Thorstad, 2001).

In the present study we focus on the possible effects of surgically implanted transponders on the behaviour of the European eel *Anguilla anguilla* (L. 1758) by means of a controlled tank experiment. In addition to more traditional parameters we also continuously recorded individual movements to detect possible differences in the timing and level of activity.

This study was performed within the context of a project to determine activity time patterns and serial mortality rates due to hydropower and fisheries in the River Meuse, the Netherlands (Bruylants *et al.*, 2003).

Materials and methods

Test fish and handling procedures

Eels were caught with fykenets by a professional fisherman at 8-9 October 2001 in the river Meuse at Ohé en Laak, The Netherlands. They were kept in oxygenated basins between catch and treatment on 10 October 2001. Only eels with a completely silver white ventral side were used, rejecting individuals with yellow or partly yellow ventral sides. We used 40 eels between 52.5 and 91.0 cm total length and 680 and 1685 g. Males do not grow that large before migrating (Dekker, 2000), thus all used fish were females.

Surgical implantation technique

All individuals were anaesthetized with 2-phenoxy-ethanol (0.9 ml l^{-1}), weighed (g), measured (mm total length) and subcutaneously injected with an individual coded PIT-tag (Passive Integrated Transponder, TROVAN[®]) in the dorsal muscle near the head. In 20 eels, dummy transponders similar in shape (cylindrical, 14x63 mm), weight (26.5 g in air, 16.0 g in water), volume (9.5 cm³) and surface (glass) to Nedap TrailTM transponders (Breukelaar *et al.*, 1998) were surgically implanted in the body cavity by making a mid ventral 2-3 cm incision in the posterior quarter of the body cavity. The used surgical procedure was the best among five different procedures tested for European eel by Baras and Jeandrain (1998). The incision was closed by commercial-grade cyanoacrilate adhesive (LoctiteTM) and a freshly cut 3-5 mm wide fragment of the eel's dorsal fin was applied over the drying adhesive to act as a biological bandage over the incision. Surgery lasted 3-5 minutes at a water temperature of 15 °C. Eels were observed in a recovery tank until swimming behaviour reappeared and then released in the test tank.

Tank experiment

The experimental group with implanted transponders (n=20, length range 67-91 cm, mean±s.d.: 77.6±5.9 cm) and the control group (n=20, length range 53-90 cm, mean±s.d.: 66.3±8.8 cm) were placed together in one tank in order to avoid a possible tank effect. This Migromat[®] tank contained 5 m³ water and consisted of five compartments connected by four square openings of 30 cm. Each of these openings was covered by an antenna loop that continuously registered each individual passage (Adams and Schwevers, 1999; Fig. 1). Eels were free to move between the five different compartments and were found to do so, e.g. most eels visited several compartments more or less evenly distributed over the entire tank. The experiment was carried out from 10 October to 16 December, during the period of downstream migration, in the open field, with transparent lids and flowed with river water from the River Meuse, which enabled a response to 'natural' environmental stimuli, e.g. water temperature, turbidity, light and moon phase. A sediment layer of ca. 20 cm built up in the course of the experiment. During inspections dead or dying eels were removed from the tank. After 11 weeks at the end of the experiment, all remaining eels were checked and the presence of PIT-tags was determined. Eels of the treatment group were inspected for external and internal wound healing and the presence and location of the transponder. By external inspection it was determined whether the abdominal tissue or skin had closed, i.e. only scar tissue was visible. By internal inspection, after dissection, it was examined whether the transponder was still present, whether signs of expulsion were present, i.e. transponder enclosed in tissue, and what organ tissues were eventually grown to the abdominal tissue of the healing wound. Of all eels with implanted transponders pictures of the external and internal wound healing state were taken, allowing for later analysis of additional parameters.

Data analysis

Differences in mortality percentage between the experimental and control group were analysed using a G-test of independence (Sokal and Rohlf, 1995).

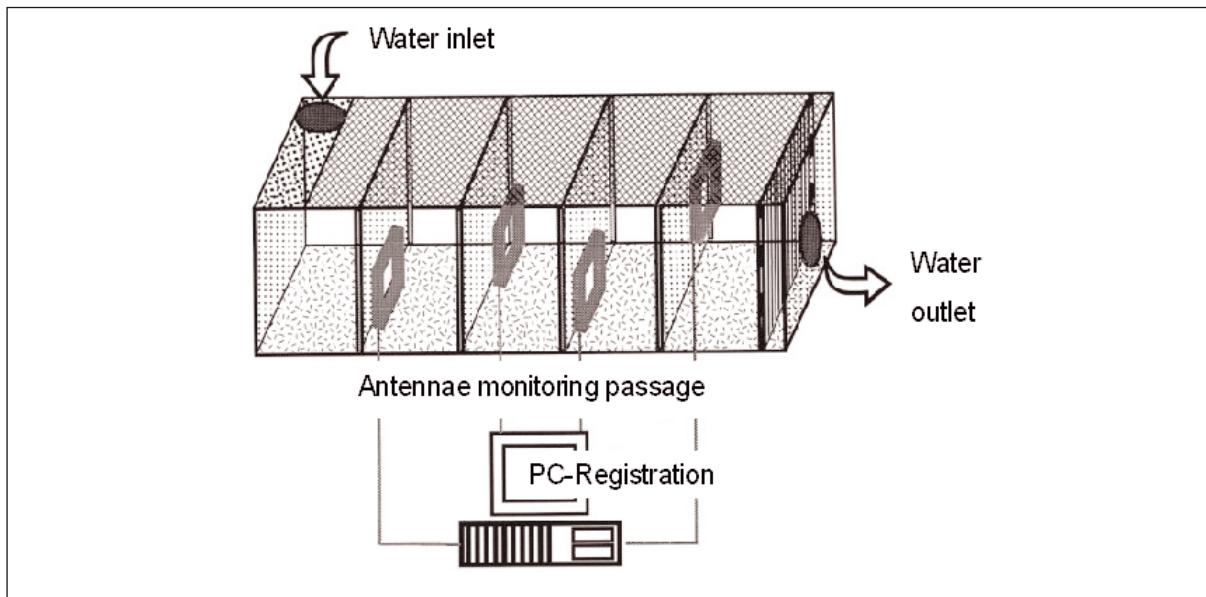


Fig. 1 – Schematic overview of the Migromat tank (1 m^3 water per compartment, 5 m^3 in total). The compartments are connected with openings covered by antenna loops that continuously monitor each passage of eels that move from one compartment to another.

For each individual, the number of passages through antenna loops was used as a measure for activity.

Because, unintentionally, the length distribution of the control group differed from the experimental group, we had to account for a possible length effect on activity when examining the effect of surgically implanting transponders. For this, we used a generalized linear model (GLM) that explained variance in activity for group, length and interaction between these two variables in the experimental tank:

$$A_{ij} = \mu + G_i + L + G_i * L + \varepsilon_{ij} \quad (1)$$

where: A_{ij} =activity level of an individual eel (j), μ =mean activity, G_i =group (i=control, experimental), L =total length (cm), and ε_{ij} =error term.

However, due to the high collinearity between group and length, which are therefore not independent, in addition we used alternative tests for different groups of eels to examine a possible

length effect on activity level. First, we examined the effect of length on activity by using data from an adjacent identical Migromat® tank, which will be further referred to as tank B where the experimental tank above will be referred to as tank A. Tank B was used for another experiment during exactly the same period (10 October-16 December 2001) to compare timing of activity in tanks with field data beyond the scope of this paper. However, the eels ($n=30$, length range 41-84 cm, mean \pm s.d. 66.4 ± 11.5 cm) stocked in tank B were caught, handled, treated and implanted with a PIT-tag identically as described above for the control group in tank A. The following GLM model was used to examine the effect of length on activity in tank B:

$$A_j = \mu + L + \varepsilon_j \quad (2)$$

where: A_j =activity level of an individual eel (j), μ =mean activity, L =total length (cm), and ε_j =error term.

Second, model (2) was applied to examine a possible length effect within the control group and experimental group of tank A, separately. Third, to compare a possible length effect between tanks, we examined a tank effect in combination with a length effect on the activity of eels that were given the same treatment, i.e. the control group of tank A and all eels in tank B, by using a GLM that explained variance in activity for tank, length and interaction:

$$A_{kj} = \mu + T_k + L + T_k * L + \epsilon_{kj} \quad (3)$$

where: A_{kj} =activity level of an individual eel with PIT-tags and without surgical implanted transponders (j), μ =mean activity, T_k =tank (k=tank A, tank B), L =total length (cm), and ϵ_{kj} =error term.

For the eels with implanted transponders in tank A we examined possible effects of external and internal wound healing state on activity by classifying them on the occurrence or absence of inflammation E_l (as a measure for external wound healing state) and the occurrence or absence of organ tissue grown to the healing wound I_m (as a measure for internal wound healing state). For this, variance in activity was tested with a GLM similar to model 2, where the parameter L was subsequently replaced by E_l =external healing (l =presence, absence of inflammation) and I_m =internal healing (m =presence, absence of tissue grown to wound tissue). For all GLM models, residuals were checked by a Shapiro-Wilk and Kolmogorov-Smirnov test on normality and interaction terms were removed from the models when these were not significant. The timing of activity between the control and experimental group in tank A was examined on two different time scales. To compare timing between groups throughout the experiment, for each day the total number of antenna passages per group was determined. To compare timing between groups on a diurnal basis, for each of the 24 hours during the day the average number of antenna passages per group was determined. The correlation between groups was then determined for each of these two time scales (Sokal and Rohlf, 1995).

All statistical analyses were performed with SAS (version 8) software using α of 0.05.

Results

Mortality, disease, wound healing and tag retention

During the experiment from each group in tank A one eel died. In addition, one eel from the experimental group and two eels from the control group were removed, because they were near dead as a result of *Saprolegnia* sp. infection. Thus, total mortality rates were 10% and 15% for respectively the experimental and the control group, though not significantly different. In both groups at the end of the experiment, one healthy eel was found to have lost its PIT-tag, presumably during one of the first days after release in the tank since detections ceased shortly thereafter.

Within the treatment group at the end of the experiment, for all remaining 17 eels the wounds had closed, varying from completely healed with only scar-tissue visible to a closed abdomen but unhealed skin (Fig. 2). In 9 eels some organ tissue, mainly fat or intestine tissue was grown to the healed abdominal tissue. Inflammations were observed in 7 individuals. None of the eels had lost their transponder, which were all free laying in the body cavity and no signs of expulsion were observed.

Effects on activity level

Activity per eel in tank A was higher in the control group than in the experimental group (Fig. 3). When accounting for a group and length effect on activity level no significant effect was found for each of these parameters (model 1: group $p=0.09$, length $p=0.91$). Because group and length were not independent, we further examined a possible length effect on activity level. In tank B, where the length range was larger than in tank A, no significant effect of length on activity level was found (model 2: $p=0.95$). Also when testing the effect of length within the experimental group and the control group separately, no significant length effect was found (control: $p=0.90$, experimental: $p=0.94$). In addition, when combining all eels with only PIT-tags

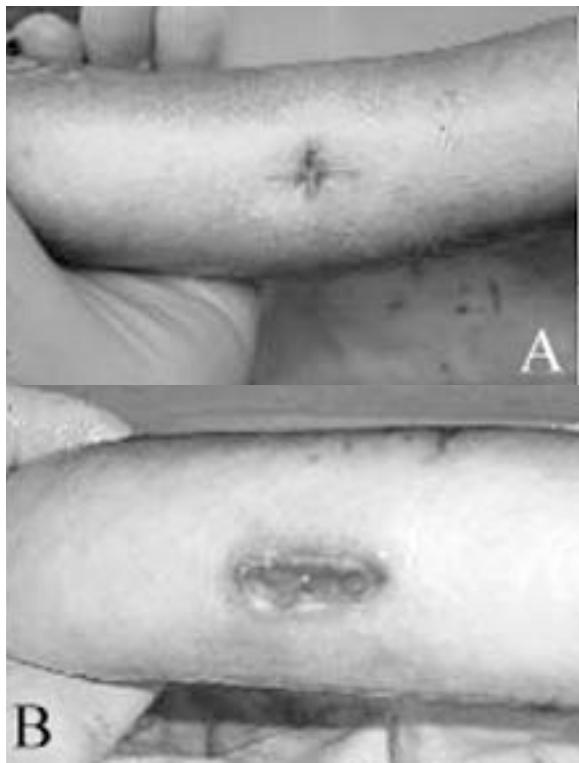


Fig. 2 – The range of wound healing state after 11 weeks. A: best healing, only scar tissue visible, B: worst healing, closed abdomen tissue but inflamed wound.

of tank A and B (model 3), again no significant effect of length was found ($p=0.89$). However, there was a significant effect between tank A and B (d.f.=2, $F=4.25$, $p=0.05$), where the average activity level of tank B was 36% lower than the control group in tank A, perhaps related to the number of eels in each tank ($n=40$ in tank A, $n=30$ in tank B). Because neither in tank B, nor in each of the groups in tank A, nor when combining the PIT-tagged eels of both tanks any indications for a length effect on activity were found, it appears justified to remove the length term from model 1. Then a significant effect of implanting transponders on the activity level was found (d.f.=1, $F=5.44$, $p=0.03$) where the model explained 15% of the variance. The average level of activity of the experimental group was 38% lower than of the control group.

When comparing average individual activity per group throughout the duration of the experiment (Fig. 3), several periods with different activity levels can be distinguished. The first 24 hours of the experiment, activity was nearly the same for each group. During 11 October–11 November, activity was relatively high in both groups with a peak on 12 October, and 38% less in the experi-

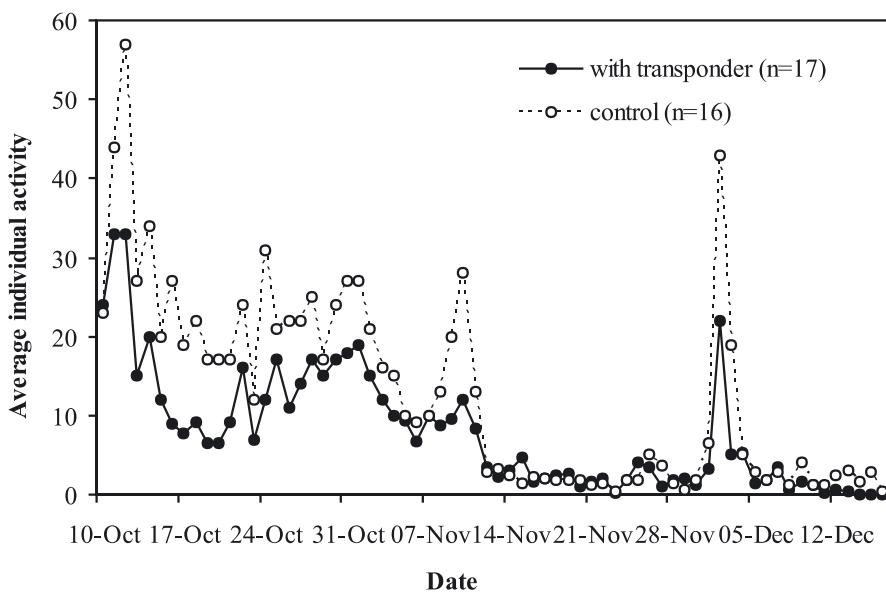


Fig. 3 – Average individual activity level per day for the experimental group with surgically implanted transponders and the control group during the entire period of the experiment in tank A from 10 October – 16 December 2001.

mental group. During 12-30 November, activity was very low for both groups and 10% higher in the experimental group. During 1-4 December, activity was high with a peak on 2 December, and 52% less in the experimental group. From 6-16 December activity was very low, and 55% less in the experimental group.

Within the experimental group, we did not find significant differences in activity patterns between eel with and without organ tissue growing onto the abdominal tissue (internal wound healing state, $p=0.57$) nor between eel with or without inflammations (external wound healing state, $p=0.78$).

Effects on timing of activity

When comparing average activity level of both groups during the day, a clear diurnal pattern was observed (Fig. 4). At night, especially between 18:00 and 22:00 hours, an increase in activity was observed, peaking at 20:00 hours. In the first five hours after sunset almost 40% of all activity took place. Very similar patterns were observed in all periods, also in the period when eel were relatively inactive (Fig. 3). Correlation between the activity level of the control and experimental group was highly significant both per day throughout the entire period ($R^2=0.93$, $p<0.001$) and diurnally per hour ($R^2=0.95$, $p<0.001$, Fig. 5).

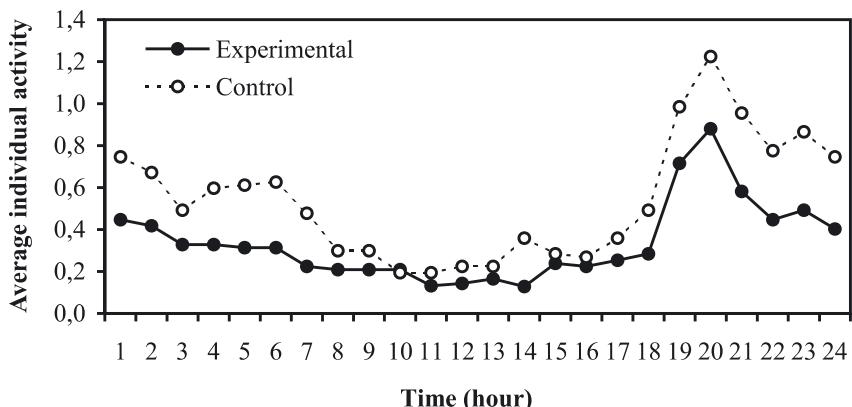


Fig. 4 – Diurnal patterns expressed as average individual activity level per hour during the entire period for the control group (broken line) and the experimental group (solid line) in tank A.

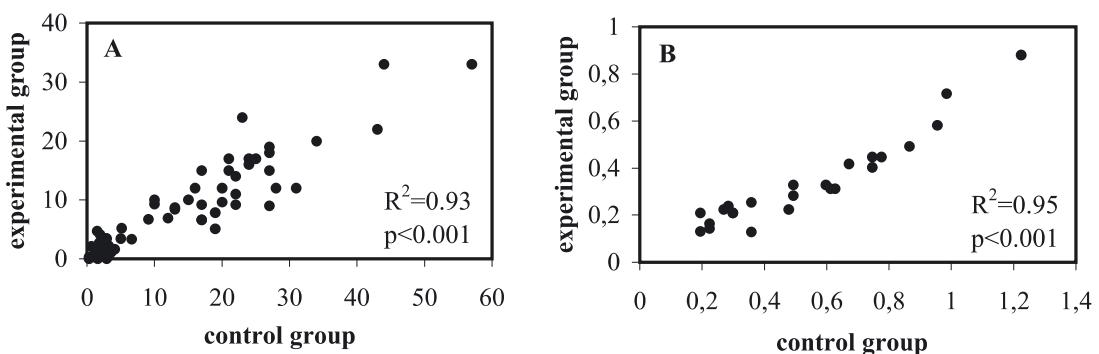


Fig. 5 – Correlation diagrams of mean activity level of the experimental group versus the control group in tank A for: A) each day during the entire period, B) each hour during the day (diurnal pattern).

Discussion

Because mortality rate was similar, even slightly less, in the experimental group than in the control group, and for the experimental group all wounds had closed abdominal tissues and no transponder loss or expulsion was observed during the 11 week period, it might be concluded by these commonly used criteria that surgically implanted Nedap-transponders are suitable to study silver eel migration.

When looking at the behaviour of eels in more detail, the timing of eel activity was very similar between both groups during the entire period as well as diurnal. Activity level, however, was 38% lower for the experimental than for the control group. Because no indications for a length effect on activity were found in tank B, within each group in tank A, or for all eels where no transponders were surgically implanted of tank A and B combined, it is unlikely that the uneven length distribution caused the differences between the experimental and control group in tank A and that the found effect was related to the surgical implantation of transponders. These eels were apparently less active. For this, we discuss two possible explanations.

First, the surgery and subsequent healing of the wound might have resulted in a lower activity level. If recovering from the treatment would be the main cause for the difference in activity levels between the two groups, it was expected that the impact decreased in time. The difference between both groups, however, showed no such trend, and the relative difference was even higher in the last part of the experiment (Fig. 3). Furthermore, no effect of wound healing state on activity level was found within the experimental group. It is therefore unlikely that this is the major cause for the observed difference.

Second, carrying the transponder may have inflicted lower activity. If this is true, it would be expected that the effect was relatively constant in time, which is close to what was observed. The transponder/body weight ratio was relatively high, ranging from 1.4 to 3.7%. In most eels it was higher than the often recommended ‘Winter’s 2% rule’

(Winter, 1996). Thus, in the individuals with a high ratio, i.e. the smaller individuals, it would be expected that the activity was lower. However, within the experimental group no effect of length was found. It might be that the effect in eels already occurs at ratio’s far lower than 2%. More studies have questioned this general rule of thumb (Jepsen *et al.*, 2002), where sometimes effects well below 2% were found, and in other studies no effect could be demonstrated on behaviour in salmon smolts with ratios up to 10.7% (Brown *et al.*, 1999). It is likely that eel, given its elongated body form and relatively narrow body cavity, flexible locomotion mode, efficiently fine tuned swimming endurance during the silver eel stage is relatively susceptible to carrying a transponder. We share the opinion of Gallepp and Magnuson (1972) and Jepsen *et al.* (2002) that it is unlikely that recommendations for a single weight ratio would be suitable in all species, or even within species. Some species and sizes of fish may be able to compensate for additional weight far better than others. But not only weight of the transponder might influence behaviour, volume might, especially for eel, be even more important. The relatively large transponder used in this experiment may fill much of the body cavity putting pressure on the internal organs, even though silver eel is supposed to cease feeding. Moreover, because of their anguilliform swimming mode, the relatively high transponder/body length (6.7–9.2%) might hamper their movements. Also, transponders proved to have detrimental effect on vertical stationing (Greensted and Morgan, 1989). Buoyancy is an important parameter, where the degree to which this can be compensated by means of filling the swim bladder varies between species (Lefrancois *et al.*, 2001).

Within the current experiment, it can only be indicated whether the surgery treatment or carrying the transponder are more plausible explanations underlying the found effect on activity level as described above. However, to disentangle the effects of the surgical treatment and carrying the transponder, additional experiments are required that also include a ‘sham’-tagged group, undergoing the same surgical procedure but without actu-

ally implanting a transponder (Brown *et al.*, 1999). In contrast to effects on the level of activity, no effects on the timing of activity were found. Both groups showed very similar patterns throughout the experiment and throughout the day. The very high activity during the first days of the experiment might be attributed to adjusting to the tank. The prolonged occurrence of higher activity thereafter, until 12 November, is probably at least partly due to a reaction on external stimuli, because commercial catches of silver eel in the River Meuse were also high during these weeks (Bruyls *et al.* 2003). The observed peak in early December is probably also initiated by external stimuli, although no commercial catch data of this week was available. Eels proved to be essentially nocturnal (Muller, 1972) and activity is normally peaking in the first two hours following sunset (Hain, 1975). This diurnal pattern is clearly reflected by the results of this tank experiment. Both groups tend to show rather 'natural' behavioural patterns in relation to external stimuli.

Implications for field telemetric studies

Studying timing and onset of downstream migrating silver eel in relation to trigger factors or environmental cues with Nedap-transponders seems to be justified, because no effects on timing of activity or mortality were observed. Given the lower activity of eels implanted with transponders one should be aware that at least some bias in observed behaviour might occur. For instance measured migration speeds might be underestimated or the length of travelled distances might be less. It is recommended to collect independent data from more conventional methods like monitoring downstream migrating eels or tag recapture experiments besides a field telemetry experiment to examine eventual aberrant behaviours related to the used methods.

Acknowledgements

We thank Joep de Leeuw and an anonymous referee for critically reviewing an earlier version which

greatly improved the paper, Jan Jaap Poos for valuable discussions and statistical help and Maarten Bruyls and Rolf Hadderingh for their assistance. This study was carried out within a EU granted project in cooperation with KEMA Power Generation & Sustainables, the Netherlands and Ingenieursburo Floecksmuhle, Germany, and co-financed by the Ministry of Agriculture, Nature Management and Food Quality, the Hague, the Netherlands.

References

- Adam, B & Schwevers U. 1999. Frühwarnsysteme als Möglichkeit für ein gezieltes Betriebsmanagement von Wasserkraftwerken zum Schutz abwandernder Aale. *-Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes*, 74, Korrekturband, 18 pp.
- Adams, N.S., Rondorf, D.W., Evans, S.D., Kelly, J.E. & Perry R.W. 1998. Effects of surgically and gastrically implanted radio transmitters on swimming performance and predator avoidance of juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 781-787.
- Baras, E. & Jeandrain, D. 1998. Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* (L.) with biotelemetry transmitters. *Hydrobiologia*, 371/372: 107-111.
- Breukelaar, A.W., Vaatebijde, A. & Fockens, K.T.W. 1998. Inland migration study of sea trout (*Salmo trutta*) into the rivers Rhine and Meuse (Netherlands), based on inductive coupling radio telemetry. *Hydrobiologia*, 371/372: 29
- Brown, R.S., Cooke, S.J., Anderson, W.G. & McKinley R.S.. 1999. Evidence to challenge the '2% rule' for biotelemetry. *North Am. J. Fish. Mgmt.*, 19: 867-871.
- Bruyls, M.C.M., Polman, H.J.G., van Aerssen, G.H.F.M., Hadderingh, R.H., Winter, H.V., Deerenberg, C., Jansen, H.M., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U. & Kessels, N. 2003. *Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse*. EU-Report Contract Q5RS-2000-31141.
- Dekker, W. 2000. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. *Dana*, 2000 vol. 12: 17-32.
- Gallepp, G.W. & Magnuson, J.J. 1972. Effects of negative buoyancy on the behaviour of bluegill,

- Lepomis macrochirus* Rafinesque. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 101: 507-512.
- Greensted, S.P.R. and Morgan, R.I.G. 1989. The effect of ultrasonic tags on the growth rates of Atlantic salmon, *Salmo salar*, parr of varying size just prior to smolting. *J.Fish Biol.*, 35: 301-309.
- Hain, J.H.W. 1975. The behaviour of migratory eels, *Anguilla rostrata*, in response to current salinity and lunar period. *Helgolander Wiss. Meeresunters.*, 27: 211-233.
- Jepsen, N., Koed, A., Thorstad, E.B. & Baras, E. 2002. Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia*, 483: 239-248.
- Koed, A & Thorstad, E.B. 2001. Long-term effect of radio-tagging on the swimming performance of pikeperch. *J. Fish Biol.*, 58: 1753-1756.
- Lefrancois, C., Odion, M. & Claireaux, G. 2001. An experimental and theoretical analysis of the effect of added weight on the energetics and hydrostatic function of the swim bladder of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Mar. Biol.*, 139: 13-17.
- Lucas, M.C. 1989. Effects of implanted dummy transmitters on mortality, growth and tissue reaction in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *J.Fish Biol.*, 35: 577-587.
- Lucas, M.C. & Baras, E. 2001. *Migration of freshwater fishes*. Cornwall, Blackwell Science, 420 pp.
- Martin, S.W., Long, J.A. & Parsons, T.N. 1995. Comparison of survival, gonad development, and growth between rainbow trout with and without surgically implanted dummy radio transmitters. *North Am. J. Fish. Mgmt.*, 15: 494-498.
- Martinelli, T.L., Hansel, H.C. & Shively, R.S. 1998. Growth and physiological responses to surgical and gastric radio-transmitter implantation techniques in subyearling Chinook salmon. *Hydrobiologia*, 371/372: 79-87.
- Moore, A., Russell, I.C. & Potter, E.C. 1990. The effects of intraperitoneally implanted dummy acoustic transmitters on the behaviour and physiology of juvenile Atlantic salmon. *J.Fish Biol.*, 37: 713-721.
- Muller, K. 1976. Alens arsrytmik vis polcirkeln. *Fauna och flora* 67, pp. 235-236. In Veen van, T., H.G. Hartwig, K. Muller. (1976) *J. Comp. Physiol.*, 111: 209-219.
- Perry, R.W., Adams, N.S. & Rondorf, D.W. 2001. Buoyancy compensation of juvenile Chinook salmon implanted with two different size dummy transmitters. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 130:46-52.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. New York, W.H.Freeman and Co, 887 pp.
- Walsh, M.G., Bjorgo, A.K. & Isely, J.J. 2000. Effects of implantation method and temperature on mortality and loss of simulated transmitters in hybrid striped bass. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 129: 539-544.
- Winter, J.D. 1996. Advances in Underwater biotelemetry. In Murphy, B.R. & Willis, D.W. eds., *Fisheries Techniques*, 2nd ed. 555-590 pp. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society.

Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse

Winter HV, Jansen HM, Bruijs MCM. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse.

Ecology of Freshwater Fish 2006; 15: 221–228. ©Blackwell Munksgaard, 2006

Abstract – European eel *Anguilla anguilla* is in strong decline. We assessed the relative impact of fisheries and hydropower during the downstream migration of silver eel in the River Meuse in the Netherlands using radio-telemetry. For this, 16 fixed detection stations (Nedap Trail-System®) were used, each covering the entire river width, including all outlets to sea, and two covering the entrances of the two hydropower stations present. In September 2002, 150 silver eels were surgically implanted with Nedap-transponders and released at the catch site. Of these, 121 started to migrate downstream of which 37% successfully reached the North Sea. Hydropower mortality was at least 9% and assessed to be 16–26%. Fisheries mortality was at least 16% (reported recaptures) and estimated to be 22–26%. A clear difference was found in passage behaviour at hydropower stations, where 40% showed recurrence, in contrast to the river stations where this hardly occurred, indicating a hesitation to pass the turbines. Also a difference was found in diurnal pattern; 63% of the eels that passed through the turbines did so during the first 5 h of the night, whereas for the stations on free-flowing sections this was only 35%.

**H. V. Winter¹, H. M. Jansen^{1,2},
M. C. M. Bruijs³**

¹Netherlands Institute for Fisheries Research (RIVO), IJmuiden, Animal Sciences Group, Wageningen UR, The Netherlands, ²Fish Culture and Fisheries Group, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, ³KEMA Power Generation and Sustainables, Arnhem, The Netherlands

Keywords: migration; individual behaviour; population effects; radio telemetry; hydropower; fisheries; silver eel

H. V. Winter, Netherlands Institute for Fisheries Research (RIVO), IJmuiden, Animal Sciences Group, Wageningen UR, The Netherlands;
e-mail: erwin.winter@wur.nl

Accepted for publication February 1, 2006

Introduction

The population of the European eel *Anguilla anguilla* L. has been in strong decline throughout its distribution area during the last decades (Moriarty & Dekker 1997; Dekker 2004). A range of potential causes have been suggested, including climate change affecting the gulf stream, barriers hindering migration, habitat loss, over fishing, hydropower, exotic parasites and pollution (Castonguay et al. 1994). It is most likely that more factors act simultaneously, but the relative impact of each is yet unknown (Dekker 2004). In many rivers, silver eels suffer mortality during their seaward movements because of fisheries and passage through turbines of hydropower stations. To effectively mitigate these impacts, it is necessary to

determine the relative contribution of each factor. In addition, knowledge on the behaviour around barriers and timing of migration events may lead to successful protective measures (Durif et al. 2002).

Most studies on the impact of hydropower on eel focus on injury rate and wound character of eels that pass through the turbines (Berg 1986; Hadderingh & Bakker 1998). Total hydropower mortality, however, depends on the fraction that passes through turbines relative to the fraction that bypasses over adjacent weirs or fishways. Biotelemetry is a fast developing technology and increasingly used to determine such relative fractions (Lucas & Baras 2001). So far, for eel studies the number of tagged individuals has been relatively small (Durif et al. 2002; Behermann-Godel & Eckmann 2003). In addition, studies on the fraction

of silver eels caught by fisheries are few (Ask & Erichsen 1976; Sers et al. 1993).

This study aims to use telemetry to assess the mortalities by hydropower and fisheries in the River Meuse in the Netherlands and the fraction of eels that successfully reaches the sea. This telemetry experiment was performed within the context of a project to develop early warning and management systems to mitigate the impact of fisheries and hydropower on silver eel (Bruylants et al. 2003).

Material and methods

Study area

The River Meuse, originating in France and flowing through Belgium and the Netherlands, has a total length of 935 km, a catchment area of 36,000 km² and a mean discharge of 230 m³·s⁻¹, characterised by short peak flows following rainfall. The downstream section of the river (315 km in length) has seven weirs and two hydropower stations: one 254 km from the North Sea with a maximum power output of 11.5 MWe [hydropower station (HPS1)] and one 116 km from the sea with 10 MWe (HPS2; Fig. 1). Both have four horizontal Kaplan-bulb turbines. The entrances of the turbines are protected by trash racks with 10 cm gaps

sufficiently large to pass all eel lengths used in this study (Bruylants et al. 2003).

Fisheries in the River Meuse are most intensive in the downstream sections of the Rivers Meuse and Rhine (Fig. 1), usually using large fykenets. In the upstream Dutch section of the River Meuse, commercial fishing takes place with electrofishing, more extensive fykenet-fishing and anchored stow nets at two locations, directly downstream from HPS1 and HPS2 (Fig. 1).

Telemetry setup

In the River Meuse, 18 fixed stations based on a new telemetric method, the Nedap Trail™ system (NEDAP, Groenlo, The Netherlands), were used as part of an extensive infrastructure available in the Dutch rivers (Breukelaar et al. 1998). Each of these stations contains three parallel antenna cables on the river bottom, covering the entire width, except the two stations that cover the entrance of HPS1 and HPS2 (Fig. 2). The stations send out interrogation signals every 4 s, which activate each transponder that passes. The transponder then sends out a unique code, which is received by the station. Lifetime of these transponders is guaranteed for 2 years, when the total number of detections does not exceed 1000.

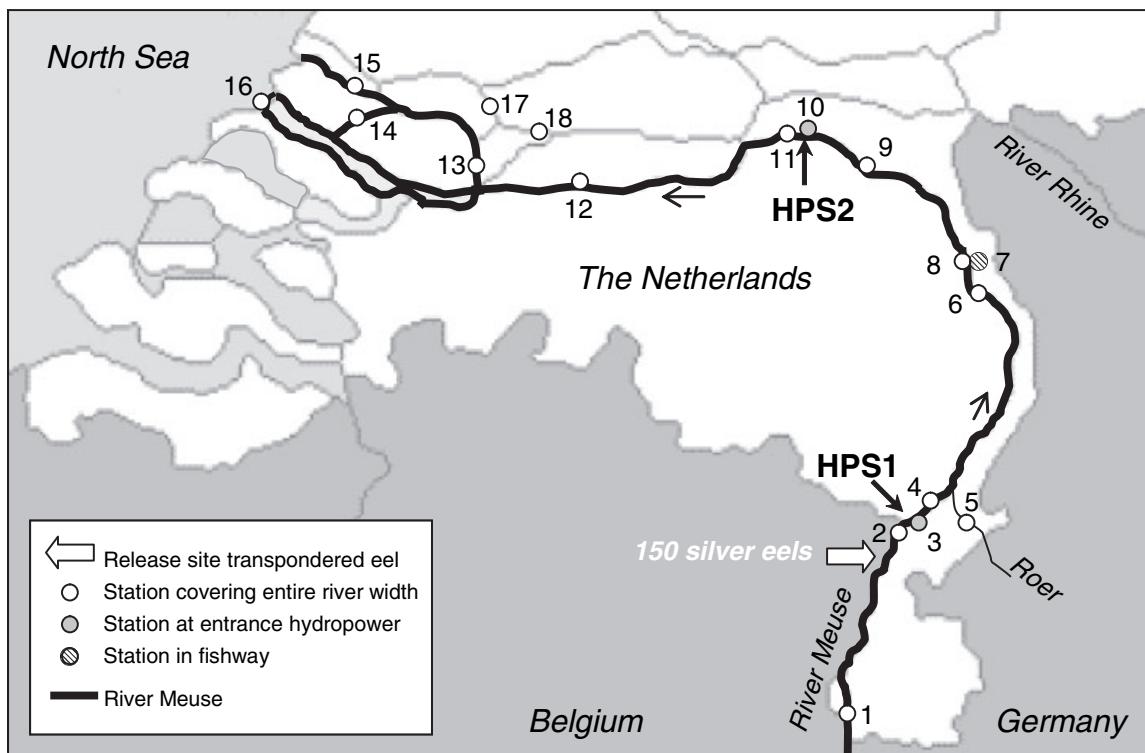


Fig. 1. Map of the study area with the location of the different detection stations along the course of the River Meuse. The location of the two hydropower stations is shown (HPS1 and HPS2). The small arrows along the river indicate direction of the river.

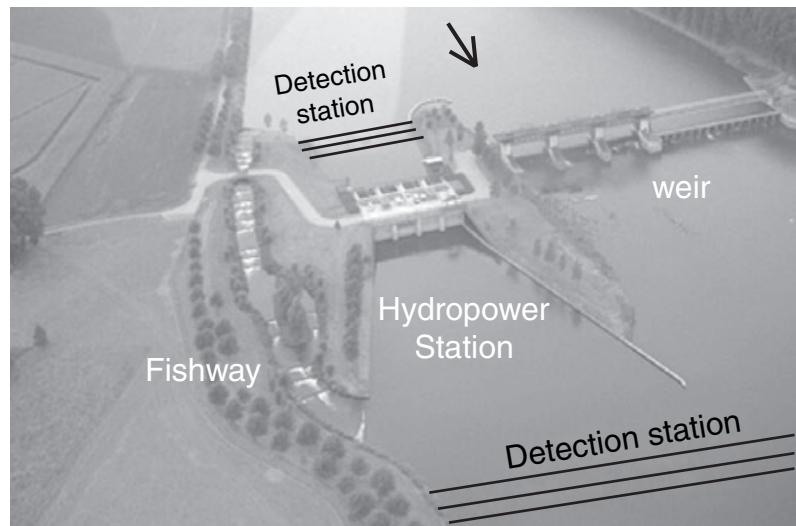


Fig. 2. Overview at hydropower station HPS1 (Fig. 1). The location of the detection stations at the entrance of the turbines and downstream at the bottom of the entire river width is shown schematically. A similar situation is present at HPS2. The arrow indicates river flow direction.

Other studies using Nedap-transponders showed that lifetimes of over 4 years and over 3000 detections are feasible (Winter & Fredrich 2003).

Test fish

Eels were caught with fykenets by a professional fisherman during September 2002 in the River Meuse at Ohé en Laak, The Netherlands (Fig. 1) and stored in aerated basins for up to several days. Only eels with a completely silvery white ventral side were used, rejecting individuals with yellow or partly yellow ventral sides. Five batches of in total 150 silver eels were operated and released on September 6 ($N = 33$), 11 ($N = 27$), 12 ($N = 14$), 24 ($N = 51$) and 25 ($N = 25$) in 2002. The eels ranged from 64 to 93 cm in total length (mean 74.5 cm) and 588–2086 g in weight (mean 897 g). Males do not grow that large before migrating (Dekker 2000), thus all fish were females.

Surgical procedures

The eels were anaesthetised with 2-phenoxy-ethanol ($0.9 \text{ ml} \cdot \text{l}^{-1}$), weighed (g), and measured (mm total length). The surgical procedure applied was the best among five different procedures for European eel as tested by Baras & Jeandrain (1998). A Nedap Trail™ transponder (cylindrical, $14 \times 63 \text{ mm}$), weight (26.5 g in air, 16.0 g in water), volume (9.5 cm^3) with a glass surface (Breukelaar et al. 1998) was surgically implanted in the body cavity by making a mid ventral 2–3 cm incision in the posterior quarter of the body cavity. The incision was closed using commercial-grade cyanoacrylate adhesive (Loctite™, Loctite Nederland BV, Helmond, The Netherlands) and a freshly cut 3–5 mm wide fragment of the eel's dorsal fin was applied over the drying adhesive to act as a biological bandage over

the incision. Surgery lasted 3–5 min. Eels were observed in a recovery tank until swimming behaviour was normal and then released near the catch site in a stagnant connected sidearm 200 m from the River Meuse, to avoid eventual passive downstream drift directly after release. The tagged individuals had no outside marking, to ensure an equal treatment by fishermen in relation to untagged eels. The tag including an instruction label would easily be discovered while preparing the caught eels for consumption. A clearly readable reward of €30 was offered for every tag recovered to maximise the return rate.

The effects of implanting these transponders on the mortality and behaviour of silver eel were tested in a tank-experiment prior to this study (Winter et al. 2005). There was no effect on mortality and timing of activity. There was no tag loss, nor any signs of expulsion or encapsulation by tissue. The eels with implanted transponders, however, showed a significantly lower activity level than the control.

Data analysis

Passage data were stored in a data-logger at each station and automatically retrieved daily by a telephone line connection. The automatically documented temporary loss of function of a few of the stations caused misdetections for eels passing during these periods. Also outside these nonfunctioning periods some lack of detections were observed. Eels detected at a downstream station having not been previously detected at a station further upstream, were considered to be missed. The overall percentage of misdetections was 8.5%, excluding the seaward stations where misdetections could not be determined. This same percentage was then assumed to apply for the seaward stations and the number of eels passing to the sea was corrected for misdetection.

Recaptured transponders were collected and if available details on catch datum, location and other remarks were noted. If the catch location was unavailable, it was assigned to the stretch downstream from the last station where the transponder was detected.

Eels that were detected by the entrance stations (nos 3 and 10; Fig. 1) just upstream from HPS1 and HPS2, respectively, but not at the downstream stations 4 and 11, and that were not recovered by the anchor stow nets, were assigned to have suffered turbine mortality (further referred to as *direct* hydropower mortality).

Results

Downstream migration patterns

From September 2002 to May 2005, 13 eels were never detected at the directly downstream from the release site situated detection station 2 (Table 1). Of these, one was detected moving upstream to Belgium 2 years after release (Fig. 3) and two were caught by recreational fishermen in June and August 2003 near the release site. One hundred and thirty-seven of 150 silver eels were detected by station 2. However,

Table 1. Overview of the numbers of eels entering each of the river stretches between detection stations, i.e., passage over the upstream located detection station and numbers of eels 'disappearing' at each stretch. For each river stretch the upstream detection station (release site for first stretch) and stretch length is given.

River stretch downstream from station (Fig. 1)	Rel. site	2	3 HPS1	4	6	8	9	10 HPS2	11	12	13–16 N. Sea
Numbers of eels entering stretch											
<i>N</i> eels detected at river station*		137		111	86	86	83		66	58	45
<i>N</i> eels detected at entrance HPS			90					46			
<i>N</i> eels passing over the weir			31					28			
<i>N</i> eels entering stretch (totals)	150	137	121	111	86	86	83	74	66	58	45
Numbers of eels 'disappearing'											
<i>N</i> reported by commercial fishery		1	2	2		1		4	2	7	
<i>N</i> reported by recreational fishery	2							1			
<i>N</i> direct hydropower mortality			8					3			
<i>N</i> remaining with unknown fate	11†	15		23		2	9		6	6	

*Corrected for misdetections.

Rel. Site = Release site. N. Sea = North Sea.

†Including one eel that moved upstream passing river station 1 (Fig. 1) in August 2004.

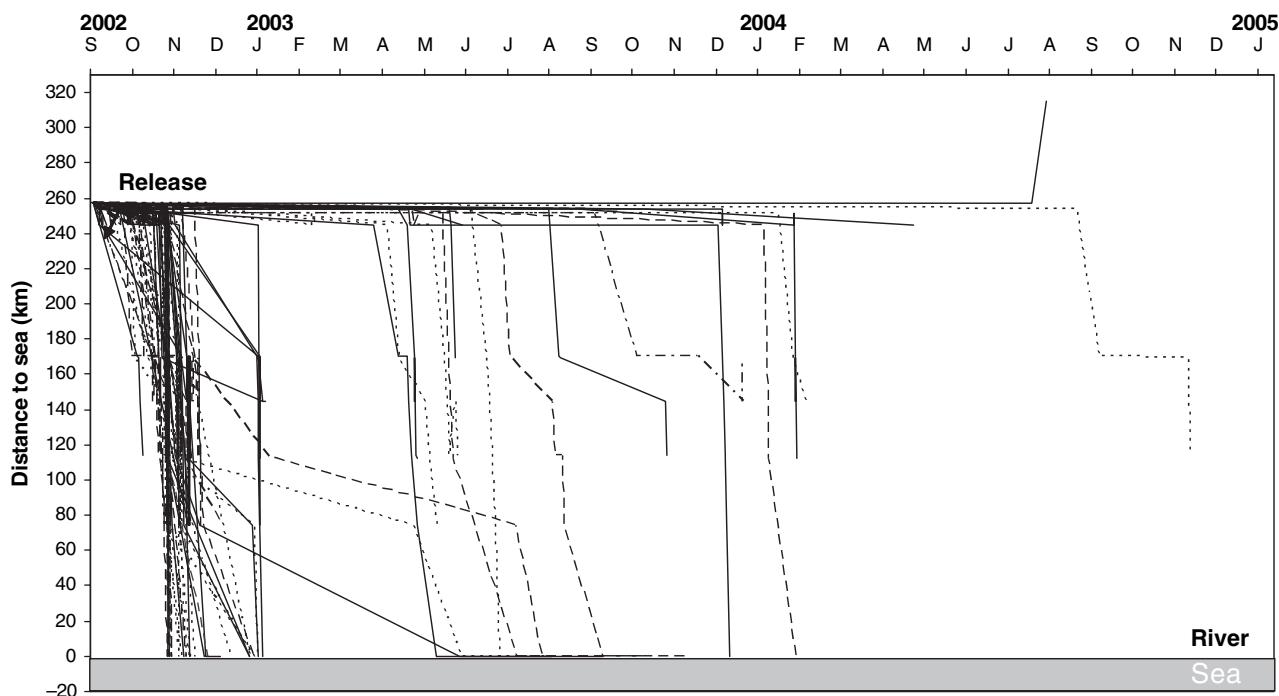


Fig. 3. Individual movement patterns in time along the river course (expressed as distance to sea). For each individual eel a line is given connecting its consecutive detections at different stations during September 2002 to May 2005 (no detections were recorded after November 2004).

Impact of hydropower and fisheries on silver eel

because over 50% of the detections at station 2 occurred within 1 week after release, as opposed to <10% for all other detection stations, this was considered as related to the treatment, e.g., searching for a place to settle or recover, rather than reflecting the start of the downstream migration. Therefore the numbers of eels passing detection station 3 and the adjacent weir ($N = 121$; Table 1) were taken as the total number of eels resuming their interrupted downstream migration.

The downstream migration occurred predominantly during October to November 2002 and January to February 2003, but 26 eels were also detected during March 2003 to November 2005 (Fig. 3). The downstream movement patterns are highly variable, ranging from fast direct migrations to sea, more stepwise migrations with intervening intervals of up to 20 months, to upstream movements. One eel was found to migrate downstream in autumn 2002 past station 4, then upstream into the tributary Roer and passing station 5 (Fig. 1) in June 2003 and then migrating downstream in August 2003 to the River Meuse again.

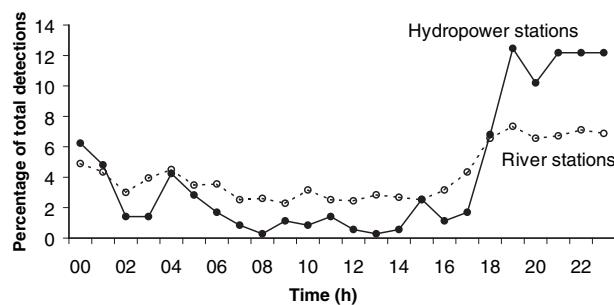


Fig. 4. Diurnal pattern in the fraction of detections per hour, for two groups of detection stations: (i) for both hydropower stations combined (closed symbols) and (ii) all river stations covering the entire river width combined (open symbols).

On a diurnal scale, timing of migration activities shows a higher number of detections at night, especially during the first half of the night (Fig. 4). The diurnal differences were stronger at the two hydropower stations where 63% of all detections took place between 19 and 24 h, than at the river stations with 35% between 19 and 24 h.

Passage of the river stations was characterised by usually only one or a series of detections with two min. intervals, whereas the passage of the entrance stations (nos 3 and 10; Fig. 1) showed a different pattern. Of the 90 eels detected at the entrance of HPS1 and the 46 at the entrance of HPS2, 60% were detected once (one detection or a continuous series of detections with 2 min intervals) and 40% showed recurrence with larger intervals above 2 min, varying from several minutes to several weeks.

Fate of the downstream moving eels

Of the 121 silver eels that started to migrate downstream, at least 41 reached the sea (33.9%) or 45 (37.2%) when accounting for misdetections. The number of eels passing successfully at detection stations decreases progressively along the course of the river (Table 1; Fig. 5). The decline is relatively high at the stretches between the release site and station 3 and directly downstream from the hydropower stations where the anchored stow net fisheries take place. At hydropower station HPS1, 90 eels were detected at the entrance of the turbines and 31 passed over the weir. At hydropower station HPS2, 46 eels were detected at the entrance of the turbines and 28 passed over the weir. In total over the two hydropower stations, 11 eels were detected at the entrance station but not downstream and therefore assigned to direct hydropower mortality (9.1%).

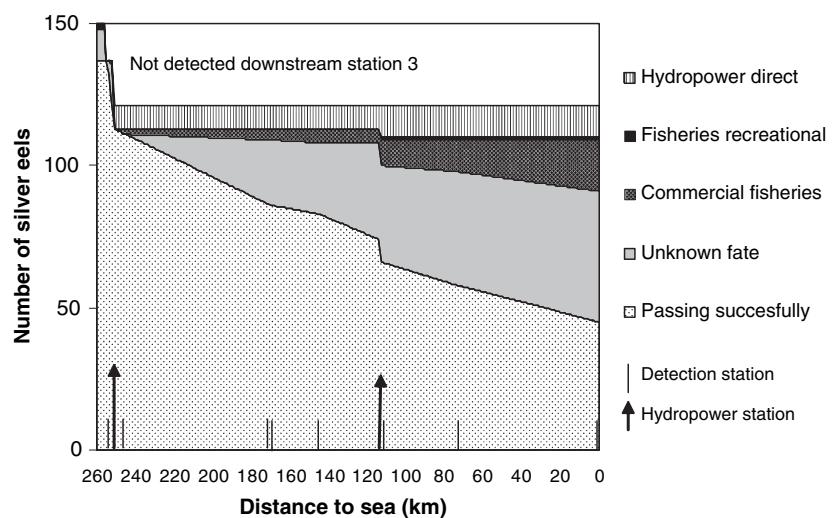


Fig. 5. The progressive fate of the 150 silver eels with transponders along the course of the River Meuse as observed by telemetry (Table 1). Eels passing station 3 and the adjacent weir were considered to have resumed their downstream migration ($n = 121$, see text).

Of the 121 eels migrating downstream (Table 1; Fig. 5), 18 were recaptured by commercial fisheries (14.9%) and one eel was recaptured by a recreational fisherman (0.8%) in June 2003, who claimed that it had a completely yellow ventral side. In total 46 eels with an unknown fate (38.0%) remained on stretches between station 3 and the seaward stations 13–16.

Discussion

Survival and mortality estimates in relation to different causes

The fraction of silver eels that successfully reached the North Sea was 37%. At least 16% suffered mortality because of fisheries and 9% because of turbine passage in the two hydropower stations combined. A relatively large proportion (38%) of the downstream migrating eel remained on the different stretches without a direct observation of their fate. For this, several explanations can be given: (1) unreported fisheries recaptures, (2) delayed mortality because of turbine passage, (3) natural mortality because of predation or diseases, (4) mortality caused by the experiment, (5) tag loss or failure and (6) still alive and present in a river stretch. All these will be discussed subsequently below:

1 Obviously not all transponders recaptured by fisheries will be reported. Therefore, 16% fisheries mortality is an absolute minimum estimate and at least part of the eels with an unknown fate should be attributed to fisheries mortality. Green et al. (1983) reviewed unreported recaptures of tags in relation to rewards, need for public information programs and tag visibility and concluded that on average 55–65% of tags were reported (range 29–70%). Schmalz & Hansen (2004) found that the return rate increases much more for commercial fisheries when using rewards up to \$25 than for recreational fisheries. Given the clear visibility of the Nedap-transponders when stripping an eel, the address and telephone number being present on the tag (no need for public information programme) and a reward of €30, it is likely that the return rate is relatively high. Assuming a return rate of 60–70% (upper end of the found range) would yield 22–26% fisheries mortality.

2 Not all eels that are injured by turbine blades when passing hydropower stations, suffer instantaneous mortality (Hadderingh & Bakker 1998; Bruijs et al. 2003). Some injured individuals may cover additional downstream distances before suffering mortality (further referred to as *delayed* mortality because of hydropower). Previous studies at HPS1 have shown that eel suffer an injury rate of 12–35%, depending on the discharge through the turbine and length of the eel (Hadderingh & Bakker 1998). Bruijs et al. (2003) found that 24% of 402 silver eels had

lethal injuries at the outlet of one turbine at HPS1 during autumn 2002. If all 90 eels detected at the entrance of HPS1 have passed the turbines, then 21 eels with lethal injuries were expected. For HPS2, of the 46 detected at the entrance 11 were expected to have lethal injuries. The mortality because of the two hydropower stations combined would then be 26% (32 eels), i.e., an estimated 17% delayed mortality (21 eels) in addition to the observed 9% direct mortality (11 eels), provided that all eels detected at the entrance have actually passed through the turbines. However, 40% of the eels showed recurrence on the entrance stations, which indicates a hesitation to pass through the turbines. Of the eels approaching the entrance of the turbines, not all may have actually passed through the turbines. A proportion may have returned upstream and passed via the weir. If all eels that showed recurrence have passed over the weir, this would leave 81 eels passing the turbines. Assuming a 24% chance of lethal injury this results in 16% mortality (19 eels), i.e., 7% delayed mortality (eight eels) in addition to the observed 9% direct mortality (11 eels). Therefore, overall mortality because of hydropower is estimated in the range between 16% and 26%, i.e., 7–17% delayed mortality in addition to the observed 9% direct mortality.

3 Natural mortality because of e.g., parasites, diseases or predation may also account for part of the fraction with unknown fate. Little is known of the role played by diseases and parasites. The number of natural predators for such large eels (63–94 cm) are probably very low and therefore it is unlikely that predation is the major cause for the ‘disappearance’ of eels on river stretches.

4 Another possible explanation is mortality related to the experimental treatment of eels. The controlled tank experiment lasting 11 weeks showed no difference in mortality between the group with implanted transponders and the control group (Winter et al. 2005). There may however, be higher mortality for tagged eels migrating freely in the river than the ones being held in tanks and the longer period could play a role, but it is unlikely that this factor accounts for a substantial part of the fraction with an unknown fate.

5 Furthermore, transponder loss or failure might explain the fraction with an unknown fate. No transponder loss was found in the controlled experiment for 20 eels during 11 weeks, nor any encapsulation as a first sign for expulsion and all abdomens were found to have closed (Winter et al. 2005). Therefore it is unlikely that tag loss forms a major contribution to the disappearance rate, although it can not be ruled out that hiding in holes between stones in the riprap shores induced some tag loss in contrast to the tank experiment, where only a sandy substrate was available. If this is the case, it would be expected to

Impact of hydropower and fisheries on silver eel

take place in the first weeks of the experiments and therefore mainly in the upper river stretches and not affecting the measurements of the 121 downstream migrating eels to a large extend. Previous studies using Nedap transponders have shown that these are highly reliable (Breukelaar et al. 1998) and that tag failure is unlikely to be a major factor during at least the first 2 years.

6 It has been observed that several eels show stepwise migrations with large intervals up to 20 months (Fig. 3) and that some eels started to migrate even 2 years after release. Other studies have shown that silver eels were recaptured up to 4 years after being tagged (Vøllestad et al. 1994; Westin 1998; Feunteun et al. 2000). Therefore, it might be that part of the eels are still present in the river and will start or continue to migrate at a later stage. Between November 2004 and May 2005, no eels were detected and given the strong decrease in number of detected eels in time (Fig. 3), it is likely that most of the downstream movements were covered by the study period.

In conclusion, of the 38% eels with an unknown fate we estimate that 6–10% can be attributed to unreported recaptures by fisheries and 7–17% to ‘delayed’ mortality because of hydropower turbine passage. This leaves 11–25% for the combined effects of natural mortality, experimental induced mortality, tag loss or failure and a fraction of the eels still alive (Table 2).

Timing of downstream migrations

Most downstream migrations took place during autumn 2002, especially during a high discharge event late October to early November (Bruylants et al. 2003). The relation of timing of migrations with environmental factors, however, is beyond the scope of this paper. A considerable number of eels were detected moving downstream after February 2003, also in April to June. Moreover, a substantial part of the eels

Table 2. Summary of the key findings: the fate of the 121 eels that resumed their downstream migration divided in different categories (successful to sea; suffering mortality by fisheries or hydropower; unknown fate, e.g., natural mortality, experimentally induced ‘disappearances’ or still present alive) as observed with telemetry, and as estimated from this (see Discussion).

Eels [100% (<i>N</i> = 121)]	Observed (%)	Estimated (%)
Successful passage to sea	37	37
Commercial fisheries	>15	21–25
Recreational fisheries	>1	1
Fisheries total	>16	22–26
‘Direct’ hydropower mortality	9	9
‘Delayed’ hydropower mortality	–	7–17
Hydropower mortality total	9	16–26
Unknown fate	38	11–25

showed delayed or stepwise downstream migration patterns, where one eel was found to move upstream even 2 years after release (Fig. 3). Several explanations may account for these observations.

1 Obstacles like hydropower stations and weirs may interfere with the downstream migration behaviour causing extra delay and a subsequent mismatch with favourable migrating conditions resulting in temporary cessation of migration (Durif et al. 2002).

2 It may be that the silver colouring of the ventral and dorsal side may not always represent the silverying stage (Durif et al. 2005) and that some eels were indeed still in the ‘yellow’ resident stage and therefore not motivated to move downstream directly after release. The relative high proportion of eels with an unknown fate remaining upstream from detection station 3 and the adjacent weir (26 eels; Table 1) may be at least partially related to this. Future studies should incorporate a more precise determination of the silver eel stage than performed in this study, by also measuring horizontal and vertical eye diameter and the length of the caudal fins (Durif et al. 2005).

3 It may be that the silverying process is reversible to some extent. There is at present no direct evidence for such a reversibility of the silverying process, but in several studies indications for this were mentioned (reviewed by Durif et al. 2005). This is supported by the observation of the recreational fisherman recapturing an eel with a clear yellow ventral side 1 year after it was released with a completely silver ventral side.

4 Some eels might behave unnaturally because of the experimental treatment and carrying the transponder. In the controlled tank-experiment (Winter et al. 2005) no differences in timing of activity between treated and control group were found, but activity level was significantly lower in the treated group. The behaviour of at least some eels is therefore likely to be influenced and the frequency of stepwise or delayed migrations may have been increased. In many telemetry experiments the more subtle behavioural effects of implanting tags are often unknown and not accounted for or presumed negligible (Lucas & Baras 2001).

Management measures

With an estimated mortality rate of 22–26% for fisheries and 16–26% for hydropower, both factors are of considerable importance in determining the fraction of silver eels that successfully pass the Dutch section of the River Meuse. Additional mortality because of human impact is also expected in other life stages (Dekker 2004). Thus, management measures to reduce the human impact during the downstream migration of silver eel in the River Meuse will be most effective when both factors are addressed simultaneously.

The diurnal pattern of passages of river detections compared with the pattern of passages through turbines (Fig. 4) and the recurrence rate at the entrance stations show that silver eels behave differently when approaching the turbines and that a larger proportion passes during the first 5 h of the night (63%) than at the river stations (35%). This indicates that temporarily shutting down turbines during peak migrations of silver eels is even more effective than as derived from diurnal patterns at free-flowing river sections (Bruylants et al. 2003).

Acknowledgements

We thank Rolf Hadderingh, André Breukelaar and Willem Dekker for their discussions, assistance and initiatives before and during this study, Lorna Teal for suggestions for improvement of the text and two anonymous referees for their valuable comments. This study was carried out within a EU granted project SILVEREEL and co-financed by the Dutch Ministry of Agriculture, Nature Management and Food Quality, the Dutch Ministry of Economic Affairs, the Directorate-General of Public Works and Water Management (RWS), ESSENT Energy and NUON Renewable Energy Projects.

References

- Ask, L. & Erichsen, L. 1976. Blankålsmärkningar vid svenska Östersjökusten 1941–1968. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet Lysekil 199: 1–117. (in Swedish).
- Baras, E. & Jeandrain, D. 1998. Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* (L.) with biotelemetry transmitters. *Hydrobiologica* 371/372: 107–111.
- Behermann-Godel, J. & Eckmann, R. 2003. A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 196–202.
- Berg, R. 1986. Fish passage through Kaplan turbines at the power plant on the River Neckar and subsequent eel injuries. *Vie Milieu* 36: 307–310.
- Breukelaar, A.W., Vaate bij de, A. & Fockens, K.T.W. 1998. Inland migration study of sea trout (*Salmo trutta*) into the rivers Rhine and Meuse (Netherlands), based on inductive coupling radio telemetry. *Hydrobiologia* 371/372: 29–33.
- Bruylants, M.C.M., Polman, H.J.G., van Aerssen, G.H.F.M., Hadderingh, R.H., Winter, H.V., Deerenberg, C., Jansen, H.M., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U. & Kessels, N. 2003. Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. EU-Report Contract Q5RS-2000-31141.
- Castonguay, M., Hodson, P.V., Moriarty, C., Drinkwater, K.F. & Jessop, B.M., 1994. Is there a role of ocean environment in American and European eel decline? *Fisheries Oceanography* 3: 197–203.
- Dekker, W. 2000. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. *Dana* 2000 vol. 12: 17–32.
- Dekker, W. 2004. Slipping through our hands: population dynamics of the European eel. PhD-thesis. the Netherlands: University of Amsterdam.
- Durif, C., Elie, P., Gosset, C., Rives, J. & Travade, F. 2002. Behavioural study of downstream migrating eels by radio-telemetry at a small hydroelectric power plant. *American Fisheries Society Symposium XX*: 65–79.
- Durif, C., Dufour, S. & Elie, P. 2005. The silverying process of the European eel: a new classification from the yellow resident stage to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* 66: 1–19.
- Feunteun, E., Acou, A., Lafaille, P. & Legault, A. 2000. The European eel: prediction of spawner escapement from continental population parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1627–1635.
- Green, A.W., Matlock, G. C. & Weaver, J. E. 1983. A method for directly estimating the tag reporting rate of anglers. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 412–415.
- Hadderingh, R.H. & Bakker, H. D. 1998. Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. In: Jungwirth M., Schmutz S. & Weiss S. eds. *Fish migration and fish bypasses*. Oxford, UK: Fishing News Books, Blackwell Science Ltd, pp. 315–328.
- Lucas, M.C. & Baras, E. 2001. *Migration of freshwater fishes*. Cornwall: Blackwell Science, pp. 420.
- Moriarty, C. & Dekker, W. 1997. Management of the European eel. *Fisheries Bulletin* (Dublin) 15: 110.
- Schmalz, P. & Hansen, M. J. 2004. Effect of rewards on lake trout tag returns in north-western Lake Michigan. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 1–6.
- Sers, B., Meyer, E. & Enderlein, O. 1993. Sammanställning av fiskmärkningar utförda under åren 1980–85. Sötvattenslaboratoriet, rapport no 4 (in Swedish).
- Vøllestad, L.A., Jonsson, B., Hvidsten, N.A. & Naesje, T.F. 1994. Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. *Journal of Fish Biology* 45: 641–651.
- Westin, L. 1998. The spawning migration of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.) with particular reference to the stocked eel in the Baltic. *Fisheries Research* 38: 257–270.
- Winter, H.V. & Fredrich, F. 2003. Migratory behaviour of ide, *Leuciscus idus*: a comparison between the lowland rivers Elbe, Germany, and Vecht, The Netherlands. *Journal of Fish Biology* 63: 871–880.
- Winter, H.V., Jansen, H.M., Adam, B & Schwevers, U. 2005. Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel. *Anguilla anguilla*. In: Spedicato M.T., Marmulla G. & Lembo G., eds. *Aquatic telemetry: advances and applications*. COISPA tecnoloia & ricerca (Rome, Italy), pp. 1–9.

Just go with the flow?

How individual behaviour and river discharge affects silver eel mortality in the river Meuse

H.M. Jansen^{*}, H.V. Winter^{*}, M.C.M. Bruylants[†] & H. Polman[†]

^{*} Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies (IMARES), IJmuiden, Wageningen UR, the Netherlands

[†] KEMA Technical & Operational Services, Arnhem, the Netherlands

Abstract- The European eel, *Anguilla anguilla*, population shows a strong decline over the past decades. Fisheries and hydropower induced mortality during the downstream migration of silver eels presumably play an important role. River discharge is assumed to play an important role in the onset of migration. This study therefore focuses on the effects of river flow on mortality of downstream migrating silver eel. Furthermore, the impact of individual eel behaviour on mortality rate is discussed. To quantify the impact of hydropower and fisheries on silver eel mortality, radio-telemetry experiments were performed in the river Meuse during 2002-2006. A total of 300 silver eels were surgically implanted with Nedap-transponders. This experiment distinguishes between individuals entering the turbine and individuals passing over the adjacent weir. Furthermore, the timing of migration and passage behaviour near detection stations was assessed. Mortality rates caused by hydropower stations depended on the number of eel passing the weir/HPS and the water flow through the turbines. Observed behavioral factors, such as hesitation and avoidance of individual eels in front of a hydropower station are discussed. Furthermore, river discharge influences fisheries mortality by affecting the migration route of silver eel in the downstream area. Fishing intensity, and therefore fisheries mortality, differs between the routes. The effect of river discharge and individual behaviour on fisheries and hydropower mortality will be discussed in a management context.

Keywords: migration, individual eel behaviour, river discharge, radio telemetry, hydropower, fisheries, silver eel

Introduction

European eel is a catadromous species that migrates during the larval phase from the hypothesised spawning area in the Sargasso Sea to freshwater basins in Europe and most likely return as adult silver eel to their natal grounds to spawn. The European eel population, however, shows a strong decline over the past decades in both glass eel influx and inland yellow eel stock (Dekker,). Many factors have already been put forward. Recent studies showed that fisheries and hydropower induced mortality during the downstream migration of silver eels cause substantial mortality (Winter *et al.*, 2004; Winter *et al.*, *in press*).

The river Meuse is a typical rain river. Because of low soil porosity in the catchment area, rainwater drains rapidly into the river. Hence river level increases quickly after heavy rains, while during dry periods water input is very limited. The downstream migration of silver eel is time dependent and generally takes place during a couple of weeks in autumn. An increase of river discharge is assumed to play an important role in the onset of migration. This study therefore specifically aims to identify the effects of river discharge on silver eel mortality during the downstream run.

Materials & Methods

Study area & telemetry set-up

This study was performed in the Dutch part of the river Meuse in which two hydropower stations (HPS) are located (figure 1). Most intensive eel fisheries is situated in the downstream section of the river and just downstream of the hydropower stations. To quantify the impact of hydropower and fisheries on silver eel mortality, radio-telemetry experiments were performed in the river Meuse in 2002 and 2004. A total of 300 silver eels (length >64 cm) were surgically implanted with Nedap-transponders; 150 in 2002 and 150 in 2004 (Winter *et al.*, 2004). In total 15 fixed detection stations (Nedap Trail-System[®]) in the river Meuse were used, each covering the entire river width, including all outlets to sea (figure 1). At the two hydropower stations, detection stations covered the entrance of the turbines. This allowed distinguishing passage through turbines from passage over adjacent weirs (figure 2). Furthermore, the timing of migration and passage behaviour near detection stations was assessed.

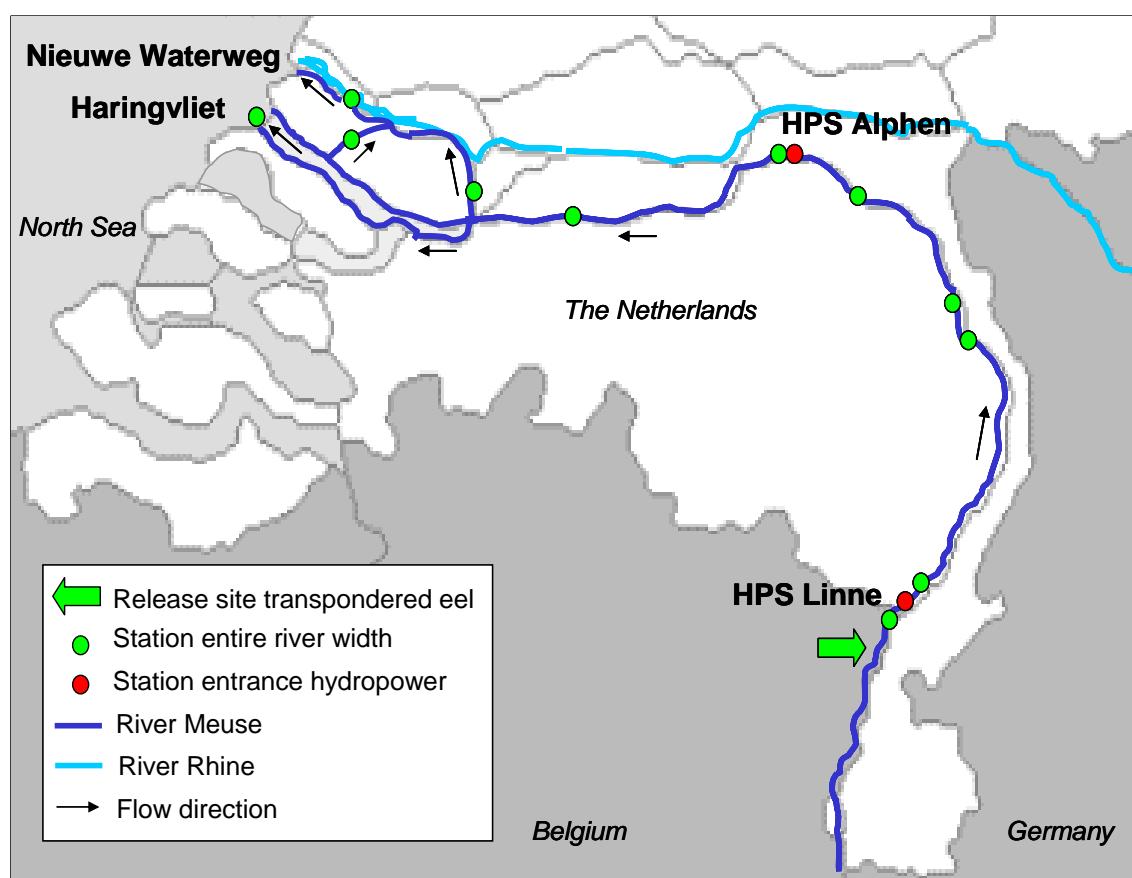


Figure 1. Study area with the locations of the different detection stations along the course of the Dutch section of River Meuse. The locations of the two hydropower stations are shown (HPS1 and 2). The small arrows indicate direction of river flow. River Rhine is indicated by light blue line.

Migration route in relation to river discharge

Whether eel will equally divide over the alternative migration routes based on the river flow was assessed by comparison between the observed fraction of eel passing the weir/turbine and the estimated fraction of eel passing the weir/turbine. The estimation was made by means of the fraction of river flows through the turbines and over the weir. This assessment is performed for a limited time interval since information on flow in the turbine and over the weir was only available for a short period in 2004.

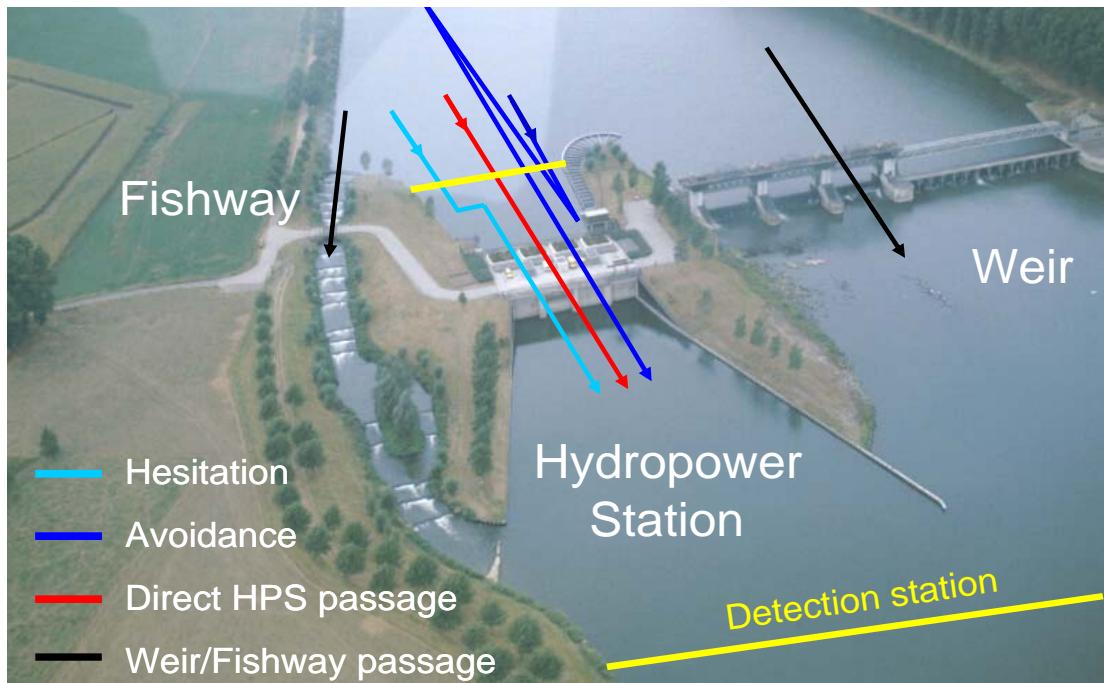


Figure 2. Overview of Linne HPS (HPS 1). The location of the detection station in front of the intake of the turbines and downstream at the bottom of the entire river width is shown in yellow. Arrows indicate eel behaviour patterns observed near a hydropower complex.

Fisheries mortality

Fisheries in the River Meuse are most abundant in the downstream sections of the Rivers Meuse and Rhine, usually with large fykenets. In the upstream Dutch section of the River Meuse, fisheries are performed with electrofishing, more extensive fykenet-fishing and anchored stow nets at two locations, directly downstream HPS 1 and HPS 2. Fisheries mortality is indicated by the number of returned transponders by fisherman (commercial and recreational).

HPS turbine mortality

Within this study HPS mortality in the Dutch part of the river Meuse is discussed only for Linne HPS, since only for this hydrostation the required data on turbine flows was available. Observed HPS mortality was concluded for eel that were detected by the entrance station just upstream from the HPS but not downstream at station Linnedorp, and that were not recovered by the anchor stow nets.

However, HPS mortality can also be estimated by a theoretical model based on the number of eel entering the HPS and the expected mortality rate within the HPS. Hadderingh & Bakker (1998) investigated turbine related mortality at Linne HPS. They demonstrated that flow rates turned out to be a responsible factor for the level of mortality. This is probably due to the relative small openings between the blades of both the guide vanes and the runner blades at low discharges. Bruijs *et al* (2003) found an inverse relationship between mortality and turbine flow at Linne HPS (figure 3; relation 2002: Mort = $2.8 * \text{Flow}^{-0.6888}$).

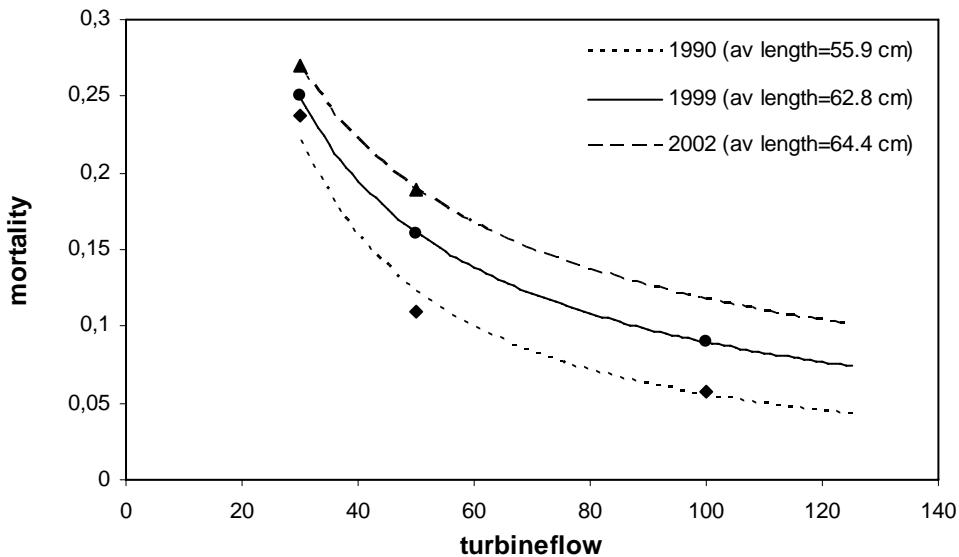


Figure 3. Percentage of eel mortality at different turbine flows at Linne Hydropower station (based on: Bruylants et al., 2003).

Flow rates in the turbines are highly dependent on HPS management. The Linne HPS has four, horizontal, Kaplan-bulb turbines. Turbines are automatically switched on/off at certain levels of river discharge (table 1.) (KEMA, 2004). The river flow is thereby equally distributed over the total number of working/running turbines. Management by increasing, respectively decreasing river discharges varies. The maximum HPS flow is 500 m³/s and the station keeps on running up to a river flow of 800 m³/s, above that all turbines are closed. The remaining water is discharged over the weir. Data of turbine flow rates were available for a just a short period (month-month 2004, including some blank dates). Estimation of turbine flow rates for the entire experimental period were therefore estimated by using river flow rates at Eijsden in relation to HPS management. To validate the use of estimated turbine flow rates, results from the observed flow rates were compared to results of the estimated flow rates for the same time interval. Finally, estimated eel mortality is calculated at a daily level by the total number of eel detected at the HPS in relation to mortality rate as indicated by turbine flow rates (figure 3.). Data is aggregated to total mortality rates per period.

Table 1. Management of HPS Linne in relation to river discharge (Based on; Kema, 2004)

Number of turbines running	River discharge by switching on turbines	River discharge by switching off turbines	Turbine flux	Flux over Weir	Flux through fish passage
0	0-30	0-30	0	River flux	5
1	30-69.5	30-62.4	River flux/1	0	5
2	69.5-144.4	62.4-102	River flux/2	0	5
3	144.4-158.4	102-144	River flux/3	0	5
4	158.4-500	144-500	River flux/4	0	5
4	500-800	500-800	500	River flux - 500	5
0	>800	>800	0	River flux	5

Eel behaviour

Behaviour of eel is characterised by the number of detections and the time interval between succeeding detections. Behavioural patterns of all individuals at all detection stations were evaluated. Eel passage is characterised by three types of behaviour patterns: (1) a quick passage indicated by only one or two detections (2) stationary behaviour indicated by a series of detections with two minutes intervals and (3) recurrence behaviour indicated by a series of detections with time intervals exceeding 2 minutes.

Results

Migration route in relation to river discharge

Both cohorts (2002 & 2004) start their downstream migration in autumn when the river flow increases (figure 4.). In both years a steep migration peak was observed, although the 2002-peak was steeper than the one in 2004. In general the peak is followed by a more gradual pattern.

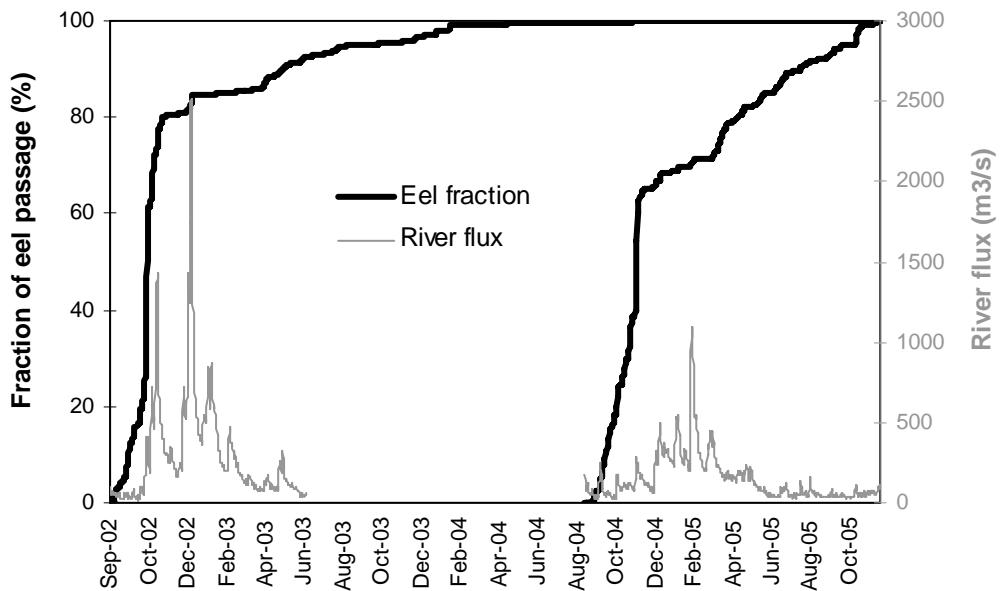


Figure 4. River discharge in relation to eel migration. Cumulative percentage of eel passage of transponded eels by all detection stations.

There are three alternative ways for eels to pass a hydropower complex; through the turbines, over the weir or through the fish way. The numbers of observed eel passage through those ways corresponds very well with estimated numbers based on river flow rates (table 2).

Table 2. Observed and estimated distribution of silver eels approaching the weir and HPS

	HPS	Weir + Fish passage
Number of eel – observed	40	7
Number of eel – estimation	39.3	7.7

The river Meuse splits into two branches in the downstream area. The distribution of river discharge over the two branches is highly dependent on water management. During times with high discharge, river flow will be via *Haringvliet*, while in times with low river discharge, the water will be guided via the *Nieuwe Waterweg*. This is clearly shown in figure 5: in 2002 discharge was high and water flew via *Haringvliet* while 2004 was a fairly dry year and the *Haringvliet*-sluices were closed most of the time resulting in a water flux of the river Meuse through the *Nieuwe Waterweg*. In 2002 of all escaping eels 66% migrated via *Haringvliet*, whereas in 2004 only 20% used *Haringvliet* as passage to the North Sea (table 3).

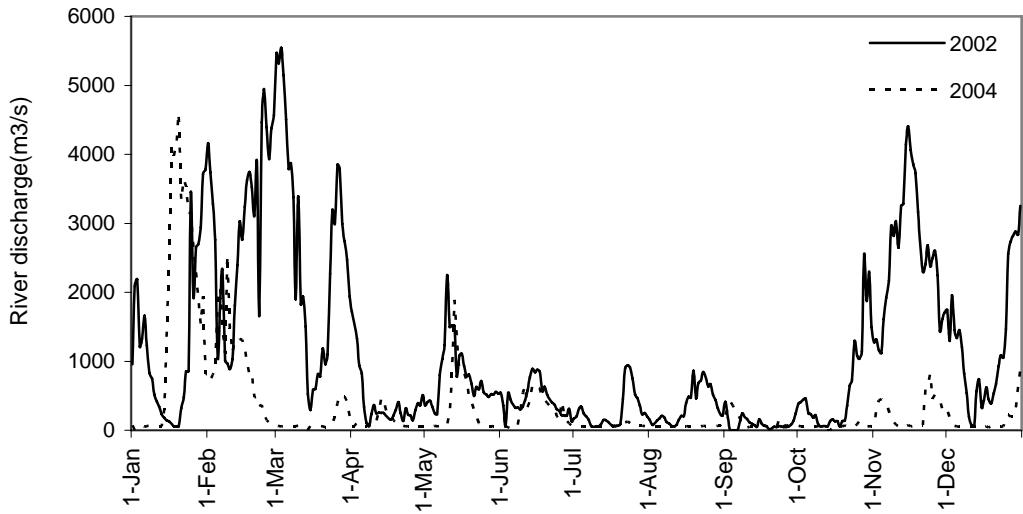


Figure 5 – River discharge at *Haringvliet* (sea entrance) in 2002 and 2004.

Table 3. Number of eel reaching the North Sea by the two different braches in the downstream area of the river Meuse. Fisheries mortality is indicated by the number between brackets

	Total	Haringvliet	Nieuwe Waterweg
Batch 2002	41 (8)	27 (8)	14 (0)
Batch 2004	30 (0)	6 (0)	24 (0)
Total	71 (0)	33 (8)	38 (0)

Fisheries Mortality

In 2002 eight individuals were allocated to fykenet fisheries in the downstream area, whereas in 2004 no eels were caught in those sections of the river (table 3). In the more upstream parts, most intensive fisheries occurs with anchored stow nets in the tailrace of the two hydropower stations. In 2002 and 2004 respectively 2 and 3 eels were allocated to anchored stow net fisheries just downstream from HPS-Linne. Anchored stow net fisheries situated in the tail race of HPS-Alphen caught more eel which is shown in the number of returned transponders; 5 in 2002 and 8 in 2004.

HPS Mortality

In total 157 eels were detected at the detection station in front of Linne HPS intake, and 141 of them were detected at Linne-dorp (first downstream detection station of the HPS). Based on mortality rates in the HPS (theoretical model) it was estimated that only 130 individuals would survive. It seems that eel seems have a better survival rate than predicted by the theoretical model.

Behaviour

The average number of detections for each eel per detection station is higher for HPS Linne compared to the river stations (respectively 8.1 and 2.6). This was observed for both years (table 4). Out of the 157 eels detected at the entrance of HPS Linne, 55% were detected once. One group (26%) showed recurrence with intervals above 2 minutes, varying from several hours to several weeks. Another group (20%) showed stationary behaviour indicated by a series of detections with two minute intervals.

Table 4. Average number of detections per eel for the detection stations (all river stations* are averaged in one variable “other river stations”)

Station	2002	2004	Average
HPS Linne	6.9	9.3	8.1
Other river stations	3.3	1.9	2.6

* except for Stevensweert (release site) and Linnedorp, which are the river stations where settlement behaviour causes high number of detection per individuals

Discussion

The role of river discharge

River discharge of the river Rhine highly influences the direction of the water flux of the river Meuse in the downstream area. In times with low Rhine discharge, the *Haringvliet-sluices* are closed and all water fluxes are guided through the *Nieuwe Waterweg*. It was observed that in years (2004) when this is the case, the main flux of main seaward migration route for eel was the *Nieuwe Waterweg*. In years when the *Haringvliet-sluices* were open, the eel migrate mainly via *Haringvliet*. This is in accordance with results found for distribution of eels over the alternative ways near a hydropower complex. Both results indicate an equally distribution of eels over the different migration routes in accordance to the river flow.

Comparison of the fisheries mortality of the two cohorts in the downstream area shows a lower mortality for the 2004-cohort. As described above the main migration route of both cohorts varied; 2002-cohort mainly migrated via *Haringvliet*, whereas the 2004-cohort was most abundant in the *Nieuwe Waterweg*. Apparently fishing pressure along the route to the *Haringvliet* is higher than along the route to the *Nieuwe Waterweg*. Since migration route is dependent on river discharge it can be concluded that river discharge indirectly affects fisheries mortality by influencing the migration route in downstream area.

Hydropower mortality is indirectly affected by river flow rates by the fraction of eel that will pass the HPS/weir. By river flow rates lower than 500 m³/s all water is guided through the turbines and eel can only use the fish-way as an alternative way. When river flow rates exceed 500 m³/s part of the water is discarded over the weir, giving eel a second alternative.

Distribution of eels over these ways is in accordance with water flow rates. Turbines will be closed and all water will be spilled over de weir when river discharge exceeds 800m³/s. At this time all eel will escape from passage through the turbines. Especially anchored stow net fisheries at HPS-Lith (HPS2) seems dependent on river discharge too. They are situated directly in the tailrace of the HPS. All eel passing the HPS face an additional mortality chance to end up in fisheries, while eel passing the weir have no chance to be caught in this fishery. At higher river discharges water will be spilled over the weir, providing eel opportunities from not only to escape from the HPS but also to escape from fisheries. It was indeed observed that in years with low river discharge fisheries mortality caused by this specific fisheries was higher compared to years with high river discharge.

Mortality caused by hydropower stations is also directly affected by river flow rates since mortality chances in the turbines are higher if turbine flow rates are lower. Based on known relationships between mortality chances and turbine flow rates (fig 3) an assessment was made for the total number of surviving eels. This estimation showed lower survival rates than actually observed within this experiment. Since HPS mortality is related to fish length (figure 3; Haddering & Bakker, 1998) an underestimation could have been made by using the mortality-formula of 2002. This formula is based on individuals with an average length of 64.4 cm, while the test fish for this experiment had an average length higher than 65 cm. This would result in even a larger difference between observed and estimated mortality. There are indications that behavioural aspects might be the reasons for this higher survival.

The role of behaviour

Eel passage of the river stations was characterised by usually only one or a series of detections with two minutes intervals, whereas the passage of the detection stations near HPS was also characterized by stationary and recurrence detection patterns indicating hesitation and avoidance behaviour of individual eels in front of a hydropower station. This behaviour might affect the mortality rates by increasing the number of eel which escape from entering the turbines resulting in higher ‘survival’ rates. Eel showing this behaviour might seek for alternative routes to pass the HPS, for example by migration through the fish passage or over the weir. Comparison between observed and the estimated survival at HPS Linne indeed showed a higher survival than predicted. If avoidance and hesitation behaviour is the explanatory factor was tested by a scenario study. Four scenarios for escapement of eel near the HPS have been developed:

- 1) all eel showing recurrence behaviour at HPS Linne will use the fish passage or weir
- 2) all eel that show stationary behaviour at HPS Linne will use the fish passage or weir
- 3) all eel that show either recurrence or stationary behaviour at HPS Linne will use the fish passage or weir
- 4) all eel that show either recurrence or stationary behaviour and show more than 3 detection at HPS Linne will use the fish passage or weir

Table 5a&b provide an overview of observed and estimated number of eel detected at HPS Linne and Linne-dorp for all scenarios. For each scenario three parameters were calculated; number of eel passing the HPS, number of eel detected at Linne-dorp and the estimated number of eel at Linne-dorp. When behavioural aspects explain the difference in mortality rates, the estimated and the observed number of eel at Linne-dorp should be equal. For each scenario the goodness of fit was calculated (100% = best explanatory scenario). All scenarios show a slightly better fit than the baseline value, indicating that behaviour does explain some of the difference. However, none of the behavioural scenarios gave the perfect explanation for the higher survival of eel, which indicates that the difference is not caused by behaviour only but also by other factors. Not all eels that are injured during turbine passage, suffer instantaneous mortality (Hadderingh & Bakker, 1998; Bruijs *et al.*, 2003). In this study such delayed mortality has not been taken into account. Eel suffering from lethal injuries might still pass detection station Linne-dorp, but die in one of the following river stretches.

Table 5a Number of observed and estimated eel at HPS Linne and Linnedorp. Based on observed flow data through turbines at HPS Linne (selective period)

	Scenario				
	Base line	Recurrence	Stationary	Stationary + Recurrence	Stationary + Recurrence + >3 detections
HPS Linne	55	52	46	43	50
Observed- Linnedorp	53	50	44	41	48
Estimation- Linnedorp	46	43	38	36	41
Fit (%)	86	87	87	87	86

Table 5b. Number of observed and estimated eel at HPS Linne and Linnedorp. Based on estimated flow data through turbines at HPS Linne (whole experimental period)

	Scenario				
	Base line	Recurrence	Stationary	Stationary + Recurrence	Stationary + Recurrence + >3 detections
HPS Linne	157	146	122	111	136
Observed- Linnedorp	141	130	108	97	121
Estimation- Linnedorp	130	122	102	93	114
Fit (%)	92	93	94	96	94

Management implications

Most of the eel migration events have been observed at distinct moments during a couple of weeks in autumn when the river discharge started to increase (figure 3). Fisheries and hydropower mortality are both considerable important factors that determine the fraction of silver eel that successfully migrate through the Dutch section of the river Meuse and reach the North Sea (Winter et al., 2003). Thus in order to protect this species effectively, management measures should be implemented.

Results of this study clearly indicate that eel do go with the flow and mortality rates of downstream migrating silver eel are affected by river discharge. This study also showed that eel behave differently (recurrence and stationary) in front of a hydropower station. This observation, set possibilities for implementing fish guiding systems.

References

- Bruyls, M.C.M., Polman, H.J.G., van Aerssen, G.H.F.M., Hadderingh, R.H., Winter, H.V., Deerenberg, C., Jansen, H.M., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U. & Kessels, N. 2003. Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. EU-Report Contract Q5RS-2000-31141.
- Hadderingh, R.H. and H.D. Bakker, 1998. Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. In: Fish migration and fish bypasses, eds M. Jungwirth, S. Schnutz and S. Weiss. University of Agricultural Sciences, Vienna, Australia.
- KEMA, 2004 (Bruyls, M.C.M.). Effectiviteit visgeleidingsystemen bij de bestaande waterkrachtcentrales Linne en Alphen. KEMA rapport 04-7019, d.d. 19 juli 2004.
- Winter, H.V., H.M. Jansen & M.C.M. Bruyls, 2004. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse.
- Winter, H.V. , Jansen, H.M.. Adam, B. & Schwevers, U. 2005. Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel, *Anguilla anguilla*. In: M.T. Spedicato, G. Marmulla & G. Lembo (eds.). *Aquatic telemetry: advances and applications* 1-9.

Against all odds: silver eel mortality in the River Meuse in a population perspective

Winter, H.V.* , H.M. Jansen* & A.W. Breukelaar**

* Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies (IMARES), IJmuiden, Wageningen UR, the Netherlands

** RWS-RIZA, Lelystad, the Netherlands

Abstract

The European eel *Anguilla anguilla* population is in strong decline. Among many factors, hydropower and fisheries mortality during the downstream migration of silver eels in rivers plays an important role. To determine the impact of hydropower and fisheries on silver eel in the River Meuse, radio-telemetry experiments were performed during 2002-2006. For this study, 18 fixed detection stations (Nedap Trail-System®) covering the entire river width at different sections in the River Meuse, and 2 stations were used covering the entrance of each of the two hydropower plants. This allowed to distinguish individuals entering the turbine from individuals passing over the adjacent weir. Recaptures in fisheries were used to assess fisheries mortality. In total 300 silver eels were surgically implanted with Nedap-transponders. For each stretch between subsequent stations, mortality rates were assessed and attributed to the different factors. To determine the overall effect on the escapement of silver eels from the River Meuse, insight in the distribution of starting silver eel along the catchment of the River Meuse is required. Here, we discuss which approaches and data requirements can be used to determine the impact of different mortality factors on a silver eel population level per river basin.

Introduction

The European eel population shows a sharp decrease over the last decennia (Dekker 2004). Here, we focus on the hazards they face during their downstream silver eel stages. As a previous telemetry study has shown, in the Dutch section of the River Meuse, hydropower and fisheries are the major causes for extra mortality during the downstream migrations of silver eel (Winter, Jansen & Bruijs 2006). This telemetry experiment has been started in 2002, when the downstream fate of 150 silver eels with transponders could be followed with an array of detection stations of the Nedap Trail™ System (Breukelaar *et al.* 1998).

It is likely that mortality rates that silver eel suffer differ between years. Therefore, in 2004, the telemetry experiment with silver eel in the River Meuse of 2002 was repeated. Here we assess the mortalities by hydropower and fisheries and the fraction of eels that successfully reaches the sea for the 2004 experiment for comparison.

These two experiments assess the fate and mortality rates for a group of silver eels starting their migration in the upstream part of the Dutch section of the River Meuse. Silver eels, however will start their seaward migration from different locations depending on the distribution of the population in the entire Meuse catchment, which characterized by its highly fractal dispersion (Dekker, 2004). Here we discuss in how telemetry can be used to determine effects on the catchment population level and which additional data is then required. Ultimately this enables to determine the measures that could be taken to maximize silver eel escapement per river basin.

Material and methods

Study area

The downstream section of the River Meuse in the Netherlands (315 km in length) has seven weirs and two hydropower stations: one 254 km from the North Sea and one 116 km from the sea (HPS2, Fig. 1, Winter, Jansen & Bruijs 2006). Fisheries in the River Meuse in the downstream sections of the Rivers Meuse and Rhine (Fig. 1), are usually using large fykenets. In the upstream Dutch section of the River Meuse, fishing takes place with electrofishing, fykenet-fishing and anchored stow nets at two locations, directly downstream from HPS 1 and HPS 2 (Fig. 1).

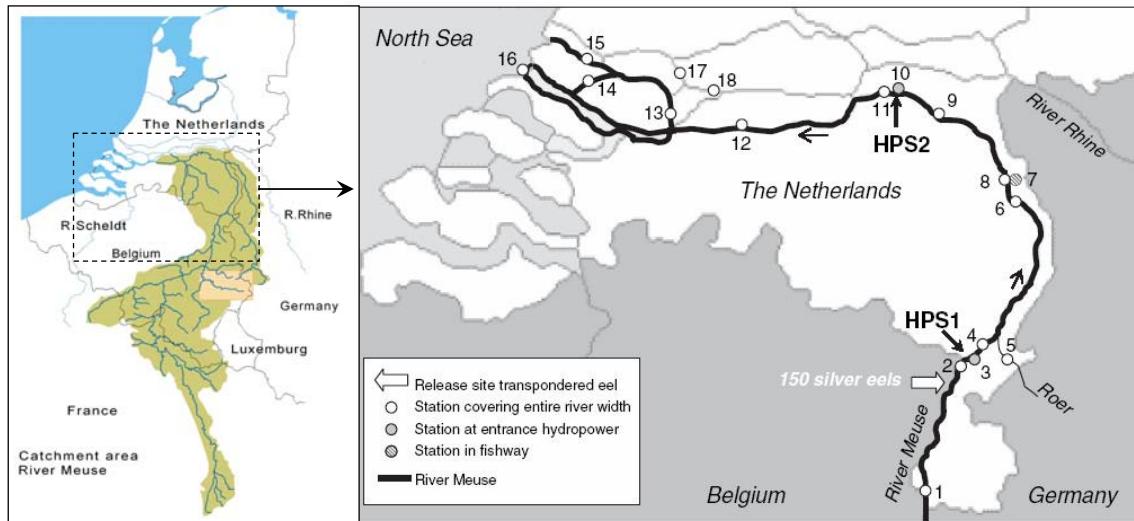


Figure 1: map of the study area showing the 18 different detection stations, the two hydropower plants (HPS1 and HPS2), the site of release of 150 silver eels in 2002 and 150 in 2004. Small arrows along the river indicate flow direction.

Telemetry experiments

In the River Meuse, 18 fixed stations based on the telemetric method ‘Nedap Trail™ System’, were used (Winter, Jansen & Bruijs 2006). Silver eels were caught with fykenets by a professional fisherman during September 2002 and September 2004 in the River Meuse at Ohé en Laak, The Netherlands (Fig. 1). In September 2002 and 2004 in total 300 silver eels were surgically implanted with transponders and released at Ohe en Laak according to the protocol as described in Winter, Jansen & Bruijs 2006. The eels ranged from 64 to 93 cm in total length. Males do not grow that large before migrating (Dekker 2000), thus all fish were females. Each transponder had an instruction label and would easily be discovered while preparing the caught eels for consumption. A clearly readable reward of 30€ was offered for every tag recovered to estimate fisheries mortality.

The effects of implanting these transponders on the mortality and behaviour of silver eel were tested in a tank-experiment prior to this study (Winter et al. 2005). There was no effect on mortality and timing of activity. There was no tag loss, nor any signs of expulsion or encapsulation by tissue. The eels with implanted transponders, however, showed a significantly lower activity level than the control.

Data analysis

Passage data were stored in a data-logger at each station and automatically retrieved daily by a telephone line connection (Winter, Jansen & Bruijs 2006). To derive the estimated mortality per

factor for the 2004 experiment, we used the method and assumptions as described for the 2002 experiment by Winter *et al.* (2006).

Proportional hazard models (Genstat) were used to estimate survival rates per stretch over the entire period 2002-2006 in which all detections took place and attributing to the following factors when fate was known: fisheries recapture; direct HPS mortality.

Population estimates of the silver eel flux per autumn on three locations were based on Mark-Recapture experiments (Bruylants *et al.* 2003). At three locations eels with transponders of the 2002 experiment could be recaptured within a registered total number of eels: in the turbine fyke catches at Linne (KEMA), in the stationary trawl (anchored stow net) in the main stream directly downstream of the weir and hydropower station of Linne and in the three stationary trawls in the tailrace of the hydropower station at Lith-Alphen. Based on the unbiased modified Lincoln-Petersen method which assumes that the ratio of the marked individuals (M) to the population (N) is equal to the ratio of recaptured fish (R) to the catch taken for census (C) (Ricker, 1975; Pollock *et al.*, 1990), an estimate of the total population passing during the period when transpondered individuals have a chance to be caught, i.e. after the release date, could be calculated (see Bruylants *et al.* 2003 for a discussion on the assumptions in this experiment):

$$N = (M+1) \cdot (C+1) \cdot (R+1) - 1$$

To calculate SD, R was treated as a binomial variable when low numbers of eels (< 25) were recaptured and the variance V (with $SD=\sqrt{V}$) was estimated according to Seber (1970):

$$V = ((M+1) \cdot (C+1) \cdot (M-R) \cdot (C-R)) / ((R+1)^2 \cdot (R+2))$$

Results and discussion

Annual variation in mortality rates for downstream migrating silver eels in the River Meuse
In both experiments, commercial fisheries and hydropower cause substantial mortality during the downstream migration of silver eels in the River Meuse (fig. 2 and table 1). The fraction that reached the sea and the fishing mortality was estimated to be somewhat lower in 2004 than in 2002. The hydropower mortality was estimated to be higher in 2004 than in 2002. Overall, variation between years was highest for hydropower mortality and lowest for fisheries mortality and the fraction of eels disappearing on stretches with an unknown fate. Differences in river discharge patterns between years play an important role in the year-to-year variation in fisheries and hydropower mortality that silver eels suffer during their downstream migration (Jansen *et al.* submitted).

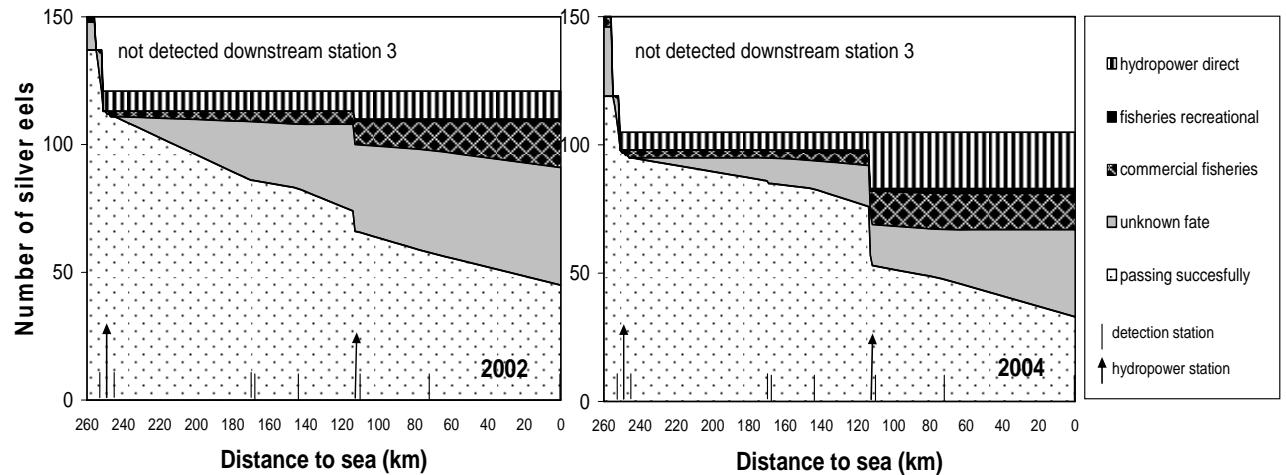


Fig. 2. The progressive fate of the 150 silver eels with transponders released in 2002 (left panel) and 2004 (right panel) along the course of the River Meuse. Eels passing station 3 and the adjacent weir were considered to have restarted their downstream migration after release.

Table 1. The fate of the 121 eels in 2002 and 105 eels in 2004 that resumed their downstream migration divided in different categories (successful to sea; suffering mortality by fisheries or hydropower; unknown fate, e.g. natural mortality, experimentally induced ‘disappearances’ or still present alive after battery depletion, as observed with telemetry, and as estimated from this according to Winter et al. 2006).

	Batch 2002 (N=121)		Batch 2004 (N=105)	
	Observed	Estimate	Observed	Estimated
Successful passage to sea	37 %	>37 %	31 %	>31 %
Commercial fisheries	15 %	21-25 %	13 %	19-22 %
Recreational fisheries	1 %	1 %	2 %	3 %
Hydropower mortality (total)	9 %	16-26 %	21 %	25-34 %
<i>Hydropower (direct)</i>	9 %	9 %	21 %	21 %
<i>Hydropower (indirect)</i>	-	7-17 %	-	4-13 %
Unknown fate	38 %	11-25 %	35 %	10-22 %

However, these percentages and rates are only applicable to groups of silver eels that start their migration in the upstream Dutch part of the River Meuse. Along the course of the River Meuse and tributaries, silver eels will start their downstream migration depending on the distribution in the entire Meuse catchment. The overall mortality rates depend on the different mortality rates per stretch, e.g. the location of the fisheries and hydropower stations and as a result silver eels starting at other locations than Ohe en Laak (release location) will suffer different overall mortality rates than presented in Table 1.

The distribution of silver eels along the River Meuse

Viewed from the most upstream tributaries in the Meuse catchment (fig. 1): silver eels that start there will suffer mortality along the entire river course due to different causes (e.g. fisheries and hydropower) while migrating downstream. This results in a declining fraction reaching the subsequent river stretches (analogous to as demonstrated for the two groups of silver eels above). In addition newly starting silver eels along all the tributaries and the entire river course will be joining these and suffering only those mortality factors encountered downstream from their starting point.

How the number of silver eels passing at each river km will develop in a downstream direction therefore depends on the disappearance rate and the degree of ‘newly recruiting’ silver eels along the river course. From the mark-recapture experiments it was estimated that the number of silver eels passing at the downstream stations at Lith were more than a factor 2 higher than at the upstream location at Linne (Table 2). These results illustrate that in the course of the river, the number of silver eels increase, despite the mortality rates they suffer on the way downstream.

Table 2: estimated silver eel population size based on mark-recapture data at three catch locations: two directly downstream HPS1 (Linne) and one directly downstream HPS2 (Lith).

Location	M	C	R	Period	Estimated population size \pm S.D.	Extrapolation over total period (assuming R=5)
HPS turbine fyke Linne	104	1,104	3	8 Sept – 16 Feb	29,006 \pm 12,699	
Stationary trawl Linne	104	1,922	3	8 Sept – 16 Feb	50,479 \pm 22,118	94,000 (62,000)
Stationary trawl Lith (HPS)	36	6,708	3	21 Oct – 16 Feb	62,058 \pm 26,202	182,000 (121,000)
Stationary trawl Lith (total)	62	6,708	3	21 Oct – 16 Feb	105,667 \pm 45,717	225,000 (150,000)

Linking mortality rates per stretch to population distribution

In order to determine the overall mortality rates and fraction that reach the sea of all silver eels in the entire River Meuse catchment combined (i.e. the Meuse population) it is required to assess the mortality rates of the different factors in each of the river stretches and tributaries combined with the number of silver eels starting their migration in each of these stretches. Telemetry provides a useful tool for measuring these subsequent mortality rates. Here we demonstrate this for the stretches in the downstream Dutch section of the River Meuse (260 km in length). For each stretch covered by detection stations on both sides, using the data that the 300 silver eels with transponders have yielded during 2002-2006, the specific mortality rate per factor was assessed with proportional hazard modeling (fig. 3).

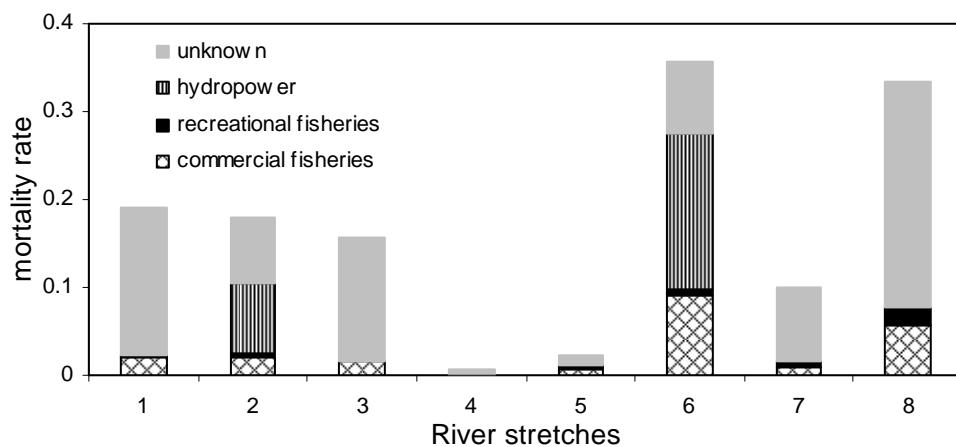


Figure 3. Mortality rates for the upstream river stretch 1 (between stations 1and 2) to the downstream stretch covered by the seaward detection stations (see fig. 1).

Highest mortality rates were observed in the river stretches downstream HPS2 (between stations 9-11) and the downstream stretch (between stations 12 and 15-16) as given in Figure 3. In stretches 2 and 6, hydropower mortality was considerable. Fisheries mortality was highest in stretch 6 and 8 (Figure 3). As could be expected for silver eels, recreational fisheries recaptured only very few silver eels. These data, however, only comprise the downstream Dutch section of

the river. In a similar way the mortality rates of the upstream stretches could be measured using telemetry.

As a next step, these mortality rates can then be linked to the number of silver eels starting their migration for each of the river stretches. For each group of silver eels starting in a certain river stretch, the consecutive mortality rates in the downstream can then be used to assess overall mortality rate and ultimately total silver eel escapement from the River Meuse catchment area. The difficulty in this approach would be to assess the number of all starting silver eels per stretch. Ideally the distribution of starting silver eels in the entire river catchment need to be known, but this hardly feasible. On the distribution of starting silver eels, not much is known in any river (Dekker, 2004). Moreover, eels show different patterns in distribution for both sexes, where female silver eels are usually dispersed more upstream into river systems than male silver eels (ref). To assess the distribution of starting silver eels needed to estimate the impact on different factors for each of the sexes in a river catchment, the following approaches might be used:

- 1) Monitoring silver eel fluxes at a series of locations along the river course by mark-recapture experiments as demonstrated above for two locations. Using the mortality rates per stretch as measured by telemetry and the fluxes at both ends of each stretch, the number of starting silver eel in that stretch can be calculated.
- 2) Monitoring yellow eel distribution (per sex) in each of the stretches. From densities, growth and length frequencies the number of silver eel that will start their migration can be assessed. Then linking these to the mortality rates per stretch as measured by telemetry.
- 3) Modeling the eel distribution (or different scenario's of distribution patterns) in the river catchment, based on habitat distribution in combination to density measurements per habitat or data from other river basins. Then linking distribution per stretch with mortality rates as mentioned above.

The three approaches can also be used in combination for different parts of a river basin.

Implications for management

To tackle the difficult task of stopping the decline of the European eel, during the silver eel stages telemetry in combination with monitoring and modeling appears to be a promising tool aiding management decisions and in setting priorities for possible measures. To help maximise the escapement of silver eels from a river catchment, telemetry can be used to:

- 1) measure mortality rates suffered by silver eel and detect bottlenecks in downstream migration routes and the relative impact per factor in relation to other factors.
- 2) measure the timing of downstream migrating silver eels in real time. This can therefore be used to act as early warning systems e.g. for temporarily shutting down hydropower to minimize mortality rates.
- 3) evaluate taken measures by measuring pre- and post-measure mortality rates
- 4) set needs for the design of monitoring programs on the distribution of eels throughout a river basin and vice versa
- 5) compare rates between different river basins in relation to population sizes for each basin in order to set the most effective protection measures for the European eel population as a whole

Because the escapement of female silver eels is estimated to be less than male silver eels, it is believed that particularly protecting female silver eels is vital for the rehabilitation of European eels (Dekker 2000, Dekker 2004). The combination of telemetry, monitoring and modeling might bridge the gap between individual behaviour and population dynamics of silver eel in river basins.

References

- Bruyls, M.C.M., Polman, H.J.G., van Aerssen, G.H.F.M., Hadderingh, R.H., Winter, H.V., Deerenberg, C., Jansen, H.M., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U. & Kessels, N. 2003. Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. EU-Report Contract Q5RS-2000-31141.
- Dekker, W. 2000. The fractal geometry of the European eel stock. ICES Journal of Marine Science 57: 109-121.
- Dekker, W. 2000. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. Dana 12: 25-40.
- Dekker, W. 2004. Slipping through our hands: Population dynamics of the European eel. PhD-thesis, University of Amsterdam, the Netherlands.
- Jansen, H.M., H.V. Winter, M.C.M. Bruyls & H. Polman, submitted. Just go with the flow? How individual behaviour and river discharge affects silver eel mortality in the river Meuse. ICES J Mar. Sci.
- Winter, H.V. , H.M. Jansen, B. Adam & U. Schwevers, 2005. Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel, *Anguilla anguilla*. In: Spedicato, M.T., Marmulla G., & Lembo, G. (eds.). *Aquatic Telemetry: Advances and Applications*: FAO-COISPA, Rome, 287-295.
- Winter, H.V., Jansen, H.M. & Bruyls, M.C.M., 2006. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 221-228.

Bijlage 6: Heeft schieraal een annuleringsverzekering?

Wanneer een rode aal is volgroeid en naar zee wil trekken om te paaien verandert deze stapsgewijs in een schieraal. Deze gedaanteverwisseling kenmerkt zich doordat de olifbruine rug zwart wordt en de gele buik zilverwit. Daarnaast worden de ogen groter en verschrompelen de spijsverteringsorganen. De schieraal eet namelijk niet meer en moet op zijn veterserve de lange reis naar het vermoedelijke paaigebied, de Sargassozee, kunnen maken. Na de metamorfose trekken de schieralen weg uit de zoete wateren, waarbij ze de kans lopen om bijvoorbeeld in een waterkrachtcentrale of fuik terecht te komen.

Om te bepalen welk deel van de schieralen de zee haalt, heeft het RIVO in samenwerking met de KEMA een zenderonderzoek opgezet. In het najaar van 2002 zijn 150 grote schieralen, dus vrouwtjes, gevangen in de Maas bovenstrooms van Stevensweert. We hebben operatief een zendertje in de buikholte geplaatst waarna ze weer zijn uitgezet. Rijkswaterstaat heeft in heel Nederland stations aangelegd met kabels op de bodem van de rivier die elke zender die voorbij komt kunnen detecteren. Zo liggen in de Maas negen detectiestations. Verder dekken vier stations alle mogelijke wegen via het Haringvliet of Nieuwe Waterweg naar zee af, zodat we precies konden volgen wanneer een schieraal begon met de stroomafwaartse trek en hoe ver zij kwam. Helaas konden we de zenders op zee verder niet meer volgen.

Aan het eind van de eerste winter waren er 125 schieralen op weg gegaan, waarvan er 32 de zee hadden gehaald. Daarna gebeurde er iets wat we niet hadden verwacht. In de loop van het daaropvolgende jaar zijn er alsnog 27 palingen met zenders bij verschillende stations opgedoken. Sommigen hiervan waren al begonnen in het eerste najaar en trokken in het tweede najaar verder (9). Anderen begonnen pas in het tweede najaar weg te trekken (18). Bovendien zijn er twee palingen in het tweede jaar aan de hengel gevangen. Eén van de hengelaars die een paling met zender ving bezwoer ons dat het een 'slokker' was met een gele buik. We weten echter zeker dat alle palingen die een zender hebben gekregen schier waren toen ze weer werden teruggezet. Wat is er in de tussentijd met die palingen gebeurd? In ieder geval zijn de schieralen dus weer gaan eten gedurende het volgende jaar. Zou paling die schier wordt dit tot op zekere hoogte weer terug kunnen draaien? En als dit zo is, wat zou hiervoor de reden kunnen zijn?

Deze vragen kunnen we nu nog niet oplossen, maar we kunnen er wel over speculeren. Een paling die zich klaarmaakt voor de grote reis en schier wordt kan iets overkomen waardoor het niet slim zou zijn om op weg te gaan. Zo kan bijvoorbeeld de conditie tijdelijk minder zijn door ziekte of een verwonding, waardoor het beter is de reis af te lassen en nog een jaartje aan te sterken. Of de schieraal zit in een water dat niet elk jaar in contact staat met de rivier, bijvoorbeeld een uiterwaardplas die maar eens in de zoveel jaar wordt overstroomt. Dan is het wellicht verstandig om alvast klaar te zijn voor vertrek als de mogelijkheid zich voordoet om 'last minute' op reis te gaan, maar mocht het feest niet doorgaan, het schierproces terug te draaien en de reis een jaar uit te stellen.

Het feit dat er aardig wat schieralen met een zender pas een jaar later opdoken, kan dan verklaard worden doordat deze alen zich misschien door de ingreep of andere reden minder goed in staat achten om de reis met succes te volbrengen. In plaats van kansloos te vertrekken, doen ze een beroep op hun 'annuleringsverzekering' en draaien het schiere stadium weer terug. Om dan, na een zomer bijeten en aansterken, alsnog een jaar later naar zee te vertrekken.

Graag zou ik van de lezers vernemen of zij aanwijzingen of ideeën hebben of schieraal inderdaad soms weer rode aal kan worden.

Erwin Winter
Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek (RIVO)
Postbus 68, 1970 AB IJmuiden.
Email: erwin.winter@wur.nl