

**De impact van Aalscholvers op het visbestand in Vlaanderen :
een verkennende ornithologische studie.**

Onderzoeksproject
in opdracht van AMINAL-Afdeling Natuur

Deelrapport 2 :

Een literatuurstudie van de Aalscholver
Phalacrocorax carbo sinensis

door

Jeroen Van Waeyenberge, Koen Devos & Patrick Meire

onder leiding van Prof. Dr. R.F. Verheyen, Departement Biologie
Universitaire Instelling Antwerpen, Universiteitsplein 1, B-2610 Wilrijk
m.m.v. Instituut voor Natuurbehoud, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel

Kenmerk IN : rapport 96.13

Ter inleiding

De Aalscholver is ongetwijfeld één van de meest bestudeerde vogelsoorten in Europa. Recent werd vooral aandacht geschonken aan voedsleecologisch onderzoek, meestal naar aanleiding van het toenemend conflict met de visserij-sector.

Gezien de vele onderzoeksprojecten in verschillende Europese landen, groeide de behoefte aan een internationale samenwerking. Daarom werd tijdens het derde Europese Aalscholvercongres in Polen in 1993 binnen Wetlands International een Cormorant Research Group opgericht met als doel de uitwisseling van informatie over ecologie en status van de verschillende soorten aalscholvers en over mogelijke conflicten tussen aalscholvers en visserij te vergemakkelijken. Op dit congres werd eveneens een 'Position Statement' van de Aalscholver opgesteld (Bijlage 1).

Verder werden in juni 1994 door de landen die de Bonn Conventie ondertekend hebben, een aantal aanbevelingen geformuleerd inzake de bescherming en het beheer van Aalscholvers in de Afrikaans-Euraziatische regio.

Naar aanleiding van deze aanbevelingen zijn Nederland en Denemarken, twee landen met zeer grote aantallen broedende Aalscholvers, gestart met het opstellen van een internationaal beschermings- en beheersplan voor de Aalscholver. De eerste stap daarin was het verzamelen van zo veel mogelijk actuele informatie over alle mogelijke aspecten van de Aalscholver. Onlangs is een eerste ontwerp van het basisrapport verschenen (Veldkamp, 1996a). Dit rapport geeft een zeer volledig overzicht van de huidige kennis over de Aalscholver in Europa, en vormde een belangrijke basis voor deze literatuurstudie.

INHOUDSTAFEL

1. Algemeen.....	5
2. Jaarcyclus	6
2.1. <i>Broedperiode</i>	6
2.1.1. Kolonies en nesten.....	6
2.1.2. Eieren.....	6
2.1.3. Jongen.....	6
2.2. <i>Trek- en overwinteringsperiode</i>	7
3. Habitatkeuze.....	8
3.1. <i>Algemeen</i>	8
3.2. <i>Rust- en slaappleatsen</i>	8
3.3. <i>Broedkolonies</i>	9
3.4. <i>Foerageergebieden</i>	9
4. Verspreiding en populatiedynamica	10
4.1. <i>Geografische verspreiding</i>	10
4.2. <i>Aantallen en verspreiding</i>	10
4.2.1. Broedpopulatie	10
4.2.2. Overwinterende populatie	11
4.3. <i>Evolutie op Europese schaal</i>	11
5. Voedselcologie.....	12
5.1. <i>Prooi-soorten</i>	12
5.1.1. Algemeen.....	12
5.1.2. Prooi-soorten in relatie tot habitat	13
5.1.3. Temporele variatie in prooi-soorten	13
5.1.4. Vastgestelde vissoorten in het Aalscholver-dieet in Europa	14
5.2. <i>Prooigrootte</i>	15
5.3. <i>Dagelijkse consumptie</i>	15
5.3.1. Algemeen.....	15
5.3.2. Visconsumptie van in gevangenschap of half in gevangenschap levende Aalscholvers.....	15
5.3.3. Braakballenanalyse bij in het wild levende Aalscholvers	16
5.3.4. Maaganalyse van in het wild levende Aalscholvers.....	17
5.3.5. Allometrische vergelijkingen en bepaling van de basale metabolische snelheid	17
5.3.6. De "doubly-labelled water"-methode	18
5.3.7. Besluit.....	18
5.4. <i>Foerageergedrag</i>	18
5.4.1. Algemeen.....	18
5.4.2. Solitair vissen	19
5.4.3. Sociaal vissen	19

5.4.4. Foerageren gedurende de nacht	21
6. Interacties met menselijke activiteiten	21
6.1. <i>Gevaren voor Aalscholvers</i>	21
6.1.1. Vervolging door de mens	21
6.1.2. Invloed van olievervuiling	22
6.1.3. Invloed van pesticiden	22
6.2. <i>Problemen veroorzaakt door Aalscholvers</i>	23
6.2.1. Algemeen	23
6.2.2. Problemen per land	24
6.2.3. Problemen in Vlaanderen	24
7. Ecologische effecten	26
7.1. <i>Algemeen</i>	26
7.2. <i>Predatie op geïnfecteerde vis</i>	26
7.3. <i>Aalscholvers als overdragers van visziekten</i>	27
7.4. <i>Aalscholvers als vernielers van bossen</i>	27
7.5. <i>Toe- of afname van de nutriëntbelasting van waters</i>	28
7.6. <i>Vermindering van zoöplanktivore vis</i>	28
7.7. <i>Interacties met andere visetende vogelsoorten</i>	29
7.8. <i>Beïnvloeding van de soortensamenstelling van het visbestand</i>	29
7.9. <i>Invloed op bedreigde vissoorten</i>	29
7.10. <i>Besluit</i>	30
8. Methoden om schade te voorkomen of te verminderen	30
8.1. <i>Inleiding</i>	30
8.2. <i>Schadepreventiemethoden op nationaal niveau</i>	31
8.2.1. Vernietiging van vogels	31
8.2.2. Behandeling van eieren	33
8.3. <i>Schadepreventiemethoden op lokaal niveau</i>	33
8.3.1. Vermindering van predatie op zaknetten en palingfuiken	33
8.3.2. Bescherming van de viscultuur	34
8.3.3. Afschot om de impact op stromende waters te verminderen	41
8.4. <i>Ervaringen met beheer van de Geoorde Aalscholver in Noord-Amerika</i>	42
8.4.1. Algemeen	42
8.4.2. Toepassingen van beheersstrategiën	42
8.5. <i>Besluit</i>	43
9. Literatuurlijst	44

Bijlage 1 : Cormorant Position Statement

Bijlage 2 : Lijst met de Latijnse en Nederlandse naam van vissoorten vastgesteld in het voedsel van de Aalscholver *Phalacrocorax carbo* in Europa.

1. ALGEMEEN

Aalscholvers (*Phalacrocoracidae*) zijn grote tot middelgrote, koloniale, aquatische vogels die nauw verwant zijn met de pelikanen (*Pelicanidae*) en de genten (*Sulidae*), en uitsluitend leven van vis. De meeste soorten bewonen kustwateren en estuaria, maar sommige worden ook in het binnenland aangetroffen. Wereldwijd zijn er ongeveer 30-40 soorten, afhankelijk van het opsplitsen van afzonderlijke soorten of ondersoorten. In het West-Palearctisch gebied broeden 5 soorten (Cramp & Simmons, 1977).

Aalscholvers zijn zwaar gebouwde vogels met een lange buigzame nek, lange vleugels en een eerder lange wigvormige staart. De mannetjes zijn groter dan de vrouwtjes, maar met hetzelfde verenkleed. Hun snavels zijn lang, slank en met een scherpe haak aan het uiteinde. De externe neusopeningen zijn altijd of in de meeste gevallen afwezig zodat ademen enkel mogelijk is door de bek. De poten zijn ver naar achteren geplaatst waardoor ze op het land weinig mobiel zijn. Wel hebben ze vliezen tussen alle vier de tenen waardoor ze over aanzienlijke afstanden kunnen zwemmen en diep duiken (Cramp & Simmons, 1977).

In het noordelijk halfrond zijn aalscholvers bijna uitsluitend zwart van kleur, vaak met een metaalglans, terwijl deze die in het zuidelijk halfrond aangetroffen worden witte onderdelen of in sommige gevallen ook een gevlekt verenkleed kunnen hebben. Het broedkleed van aalscholvers is meestal verschillend van dit buiten de broedtijd (Cramp & Simmons, 1977).

Hun vlucht is krachtig met alternerende periodes van vleugelslagen en glijvluchten, gewoonlijk laag over het water. In het binnenland kunnen ze soms op een aanzienlijke hoogte vliegen. Ze vliegen met uitgestrekte nek en vaak in groep in een 'V'-formatie (Cramp & Simmons, 1977).

De in het West-Palearctisch gebied voorkomende Aalscholver *Phalacrocorax carbo* is één van de grootste soorten van de familie van de aalscholvers (Cramp & Simmons, 1977). In West-Europa komen er twee ondersoorten voor nl. *carbo* en *sinensis*.

Er zijn verschillen in gemiddelde grootte en uiterlijk, *sinensis* is meestal wat kleiner dan *carbo*, met een eerder groene dan purperen glans op het verenkleed en een anders gevormde rand naar de keelzak (Alström, 1985; Sellers, 1993). De twee ondersoorten zijn in het veld praktisch niet van elkaar te onderscheiden (Bauer & Glutz von Blotzheim, 1966; Marion, 1995).

Ondanks het feit dat de veldkenmerken weinig of niet van elkaar te onderscheiden zijn, zijn er ecologische verschillen tussen de twee ondersoorten: *carbo* is hoofdzakelijk een kustvogel (broeden op rotsen en kliffen), terwijl *sinensis* een vogel is van hoofdzakelijk het binnenland die in bomen broedt. Nochtans zijn er *carbo*-exemplaren die in bomen broeden (Ierland) en *sinensis*-vogels die op rotsen aan de kust broeden (Sardinië). Beide ondersoorten kunnen op de grond tot broeden komen wanneer voldoende veiligheid gewaarborgd is (Marion, 1995). In Frankrijk (Bretagne) en Engeland (Abberton reservoir) zijn waarschijnlijk beide ondersoorten recent in gemengde kolonies tot broeden gekomen (Veldkamp, 1996a).

De ondersoort die in Vlaanderen, zowel tijdens het broedseizoen als in de winter- en trekperiode, voorkomt is *sinensis*, hoewel het niet uitgesloten is dat buiten de broedtijd enkele exemplaren van de ondersoort *carbo* pleisteren. Dit werd evenwel nog niet bevestigd door ringresultaten.

2. JAARCYCLUS

2.1. Broedperiode

2.1.1. Kolonies en nesten

De Aalscholvers onderhouden monogame paarbanden, gewoonlijk voor de duur van één broedseizoen. Het zijn typische koloniebroeders die hun kleine broedterritoria rond het nest hevig verdedigen (Cramp & Simmons, 1977).

Een deel van de nesten overleeft de winter, waarbij deze veelal in gebruik genomen worden door de broedvogels die het eerst in de broedkolonie terugkeren. Dit zijn vooral de oudere vogels, daar vogels die voor de eerste keer broeden, pas later in de kolonie arriveren. De nesten, die door beide sexen gebouwd worden, bestaan meestal uit een hoop takken, die voor het merendeel zelf geplukt worden, maar ook uit naburige nesten geroofd worden. In grote kolonies raken de nesten soms elkaar (Kortlandt, 1942; Cramp & Simmons, 1977).

2.1.2. Eieren

De broedvogels keren vanaf januari/februari in de kolonie terug. De copulatie gebeurt enkel op het nest. Normaal is er één broedsel per seizoen. Vaststellingen van late broedsels kunnen wijzen op een tweede broedsel, maar meestal zijn het vervanglegsels als gevolg van verlies van het eerste broedsel (Cramp & Simmons, 1977; Osieck, 1982; SOVON, 1987).

Al eind januari-begin februari kunnen er eieren gelegd worden (legsel 2-5 eieren, uitzonderlijk zelfs 6; gemiddeld 3-4 eieren); de legpiek valt normaal eind maart/begin april. Ongetwijfeld zullen de weersomstandigheden van invloed zijn. De grootte van het legsel is afhankelijk van de leeftijd van de vogels. Jonge dieren, die voor de eerste keer broeden en later in de kolonie arriveren, produceren veelal 2 eieren. In delen van kolonies, waar vooral oudere vogels broeden, bedraagt het gemiddeld legsel 4 eieren. Hierdoor neemt de gemiddelde legselgrootte in de loop van het broedseizoen geleidelijk af (Kortlandt, 1942; Cramp & Simmons, 1977; Osieck, 1982; SOVON, 1987; Boudewijn *et al.*, 1988).

De eieren worden met een interval van 2 tot 3 dagen gelegd. Ze beginnen direct na het leggen van het eerste ei al met broeden. Dit heeft voor gevolg dat de eieren niet gelijktijdig uitkomen maar met één tot enkele dagen tussenruimte. Voor de incubatie van de eieren zorgen beide ouders waarbij tweemaal per dag gewisseld wordt (Cramp & Simmons, 1977; Boudewijn *et al.*, 1988).

2.1.3. Jongen

Het broeden duurt ongeveer een maand zodat half mei in de meeste nesten de jongen zijn uitgekomen. De jongen worden verzorgd en gevoed door beide ouders. Het voedsel wordt eerst voorverteerd en daarna gedeeltelijk uitgebraakt waarbij het jong zijn kop in de bek van de ouder duwt. Het voeden van de jongen gebeurt tweemaal per dag, door elke ouder éénmaal (Cramp & Simmons, 1977; Osieck, 1982).

De jongen zijn na 50 dagen vliegvlug maar ze worden daarna nog 40-50 dagen door de ouders gevoerd voordat ze zelfstandig zijn. Begin augustus zal dus het mee-

rendeel van de jongen zelfstandig zijn. Tot in oktober kunnen er in de kolonie echter nog jongen zijn die door de ouders gevoerd worden (Cramp & Simmons, 1977; Osieck, 1982).

Behalve broedvogels en hun jongen bevinden zich in kolonies ook een groot aantal niet-broeders. Dit betreft merendeels 1 tot 3-jarige vogels; Aalscholvers worden geslachtsrijp op 3 tot 5-jarige leeftijd (Kortlandt, 1942; Cramp & Simmons, 1977; Osieck, 1982).

2.2. Trek- en overwinteringsperiode

Aalscholvers ondernemen in de meeste gebieden duidelijke migraties. De verspreiding gedurende de winter van de ondersoort *sinensis* is een duidelijk voorbeeld van partiële migratie. Dit wil zeggen dat sommige individuen dichtbij de broedkolonies blijven, terwijl andere wel 2500 km zuidwaarts trekken naar het Middellandse Zeegebied (Van Eerden & Munsterman, 1995).

Het grootste deel van de in Noordwest-Europa broedende Aalscholvers trekt weg om te overwinteren langs de Franse en Spaanse westkust, de grote Zwitserse meren en vooral ook in het Middellandse Zeegebied. De trek door West-Europa wordt vooral bepaald door de grote Nederlandse en Deense broedpopulaties. De Nederlandse broedvogels blijken veelvuldig te overwinteren langs de Atlantische kust van Frankrijk en Spanje, de alpiene meren langs de Middellandse Zeekust van Frankrijk en Tunesië, terwijl de Deense broedvogels veel minder de Atlantische kusten opzoeken maar hoofdzakelijk overwinteren in het Middellandse Zeegebied bij Frankrijk, Tunesië en ook verder oostelijk bij Italië en ex-Joegoeslavië. De Zweedse broedvogels mijden West-Europa grotendeels en trekken direct zuidwaarts richting Adriatische Zee ten oosten van de Alpen (Van Eerden & Munsterman, 1986). Uit ringgegevens is gebleken dat Aalscholvers die in Vlaanderen op doortrek zijn, vooral afkomstig zijn uit Nederland, Denemarken en Oost-Europa (vnl. Polen).

Juveniele Aalscholvers beginnen in alle richtingen te migreren vanaf juni-juli, terwijl adulten zich, vaak over land, verspreiden vanaf het einde van juli (vooral in zuidwestelijke richting) (Cramp & Simmons, 1977; Draulans, 1989). De adulte mannetjes blijven het dichtst bij de broedkolonie (om op tijd in de kolonie terug te zijn), terwijl met name de eerste winter vrouwtjes het zuidelijkst overwinteren. Deze tendens is gekoppeld aan de gemiddelde klimaatzones in West-Europa en blijkt op grond van tellingen in Zuid-Frankrijk flexibel, afhankelijk van de plaatselijke situatie in de winter. In strenge winters trekken dus meer vogels naar het zuiden dan in zachte winters (Van Eerden & Munsterman, 1995). Zo kan bij vorst gestuwde trek optreden (Draulans & Royeaerd, 1983; Draulans, 1989).

De Aalscholver, een dagtrekker, trekt in groepen van enkele vogels tot enkele tientallen, soms meer dan 100 exemplaren, samen. Er blijkt dat er de laatste decennia op trek een lichte verschuiving is naar grotere groepsgroottes van Aalscholvers (Draulans & Royeaerd, 1983; Draulans, 1989).

3. HABITATKEUZE

3.1. Algemeen

Aalscholvers bewonen verschillende types van waterrijke gebieden. Ze kunnen foeragerend waargenomen worden in zout-, brak- en zoetwater, zowel stilstaand als stromend. Op zee hebben ze duidelijk een voorkeur voor ondiepe kustzones waarbij de diepe zee vermeden wordt. Verder kan de soort aangetroffen worden op meren, reservoirs, lagunes, open water in moerassen en andere wetlands, deltas, estuaria, zoutpannen en rivieren (Cramp & Simmons, 1977; Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1983).

Binnen deze gebieden is de gecombineerde aanwezigheid van geschikte slaapplekken (buiten de broedperiode) of broedkolonies (binnen de broedperiode) en voldoende goede foerageergebieden van groot belang.

3.2. Rust- en slaapplekken

Ondanks het feit dat Aalscholvers behoorlijk grote, zwaarwegende watervogels zijn, kunnen ze goed zwemmen. Het zwemmen gebeurt meestal met het lichaam laag in het water en soms zelfs gedeeltelijk onder water waarbij de staart plat op het wateroppervlak wordt gehouden. Het verenkleed van de Aalscholver is doordringbaar voor water doordat de baarden van hun veren betrekkelijk ver uit elkaar staan. Zo verdwijnt alle lucht tussen de veren, waardoor het drijfvermogen gereduceerd wordt. Uit het water stoot het verenkleed water af, waarbij lucht in de plaats van het water komt en waardoor de thermische isolatie verhoogt. Zwemmen in koud water is dus gelimiteerd, anders treedt hypothermia op. Als gevolg van de karakteristieken van hun verenkleed besteden Aalscholvers dus ook veel tijd aan het 'drogen' van hun verenkleed op rustplaatsen (van der Helm, 1996).

Gedurende lange periodes (vaak 20 uur per etmaal) rusten Aalscholvers na het foerageren vaak in de buurt van de foerageergebieden om hun maaltijd te verteren alvorens naar de slaapplekken of de kolonies terug te keren. Het rusten gebeurt op landtongen, zand- en kiezelbanken, golfbrekers, zeedijken, pieren, onbruikbare vaartuigen, drijvende boomstronken, vuurtorens, staketsels, paaltjes, hoogspanningsmasten, basaltglooiingen, strekdammen, fluikepalen, houten steigers, steenbestorungen langs rivieren of spaarbekkens, in bomen, dus op zowel natuurlijke als door de mens gecreëerde constructies, gewoonlijk nabij water en relatief veilig voor verstoring (Cramp & Simmons, 1977; Van Eerden & Zijlstra, 1985; Suter, 1995).

Aalscholvers slapen binnen een zekere afstand (< 50 km) vanuit hun voedselgronden. Slaapplekken die gedurende het broedseizoen worden gebruikt kunnen dan als broedplaats gebruikt worden indien deze plaatsen met rust gelaten worden (Cramp & Simmons, 1977; Van Eerden & Zijlstra, 1985; Suter, 1995).

Individuele vogels komen alleen of in losse, tijdelijke zwermen toe of vertrekken op dezelfde manier op de slaapplekken. Er is een zekere regelmaat in aankomst en vertrek op de slaapplek en een aantal vogels is gedurende het grootste deel van de dag op de slaapplekken aanwezig (Cramp & Simmons, 1977). Zo werd in de slaapplek op het Donkmeer in Overmere (Oost-Vlaanderen) vastgesteld dat het vertrek op de slaapplek voornamelijk van 10 minuten vóór zonsopgang tot 20 minuten erna verloopt. De aankomst op deze slaapplek daarentegen gebeurt over een lange periode

gespreid : reeds in de vroege namiddag komen vogels toe maar pas net vóór zonsondergang is de slaapgroep voltallig (Mauro, 1995).

Er werd vastgesteld dat Aalscholvers, afhankelijk van leeftijd en geslacht, een bepaalde plaats op de slaapplekken innemen. Zo nemen juvenielen en vrouwtjes minder gunstige plekken in. Deze plekken liggen lager bij de grond, aan de rand en minder goed verdedigbaar (Van Eerden & Munsterman, 1995).

3.3. Broedkolonies

Plaatsen waar Aalscholvers in kolonieverband kunnen broeden moeten min of meer verstoringsongevoelig zijn. Vaak zijn ze gelokaliseerd op eilanden. Bij afwezigheid van grondpredatoren zoals Vossen kunnen Aalscholvers op de grond broeden. Zo broedt tegenwoordig bijna 40 % van de Deense populatie op de grond op kleine eilanden (Van Eerden & Gregersen, 1995). In andere gevallen broedt de ondersoort *sinensis* steeds in bomen, liefst in de directe omgeving van water (vnl. rivierdeltas) (Van Dobben, 1952; Gregersen, 1982; Van Eerden & Gregersen, 1995; Lindell *et al.*, 1995). Aalscholvers kunnen ook broeden op kunstmatige objecten zoals hoogspanningsmasten, vuurtorens en scheepswrakken.

Broedende Aalscholvers zijn vaak geassocieerd met andere koloniebroedende watervogels zoals Blauwe Reigers, Lepelaars en Zwarte Ibissen (Lindell *et al.*, 1995; Ulenaers & Devos, 1996; Ivanov *et al.*, 1996). Nieuwe vestigingen van Aalscholvers gebeuren vaak in kolonies van Blauwe Reigers (Gregersen, 1982; Baumanis *et al.*, 1996; Samusenko *et al.*, 1996; Ulenaers & Devos, 1996).

Kolonies kunnen enkel gedijen in de nabijheid van ondiepe productieve waterpartijen. De grootte van een kolonie is afhankelijk van de hoeveelheid geschikt foerageergebied binnen een straal van 20-30 km en de nabijheid van andere kolonies (Van Eerden & Gregersen, 1995; Debout *et al.*, 1995). De grootte van de kolonies in NW-Europa varieert tussen enkele paren tot boven de 8000 paar. De mediaan blijft constant tussen 50-500 paar (Van Eerden & Gregersen, 1995).

3.4. Foerageergebieden

Aalscholvers hebben ondiepe voedselgronden nodig die rijk zijn aan vissen. Een belangrijk deel van het succes van de Aalscholver kan verklaard worden door de toename, tijdens de laatste decennia, van de productiviteit van veel watermassa's, vooral als gevolg van de menselijke activiteiten. De visproductie is toegenomen als gevolg van de eutrofiëring van het water. De toevoer van nutriënten in natuurlijke waters is het resultaat van het veelvuldig gebruik van kunstmest in de landbouw, de toename van de veestapel en de verhoogde toevoer van huishoudelijk afvalwater. Er is een algemene tendens waarneembaar naar onstabiele vispopulaties met een overwicht aan kleine, kort-levende, vroeg volwassen vissen, zoals Baars, Pos, Spiering en/of karperachtigen met hoofdzakelijk Blankvoorn en Brasem (De Nij, 1995).

Aalscholvers vereisen een eerder hoog dagelijks rantsoen en kunnen niet veel tijd besteden aan het duiken om het energieverlies te beperken. Daardoor hebben ze meestal een voorkeur voor eutrofe watermassa's. Als opportunistische voeders kunnen ze voordeel halen uit het foerageren op plaatsen waar de vissen kuit schieten. Zo kunnen concentraties van bijvoorbeeld kuit schietende Vlagzalmen Aalscholvers aantrekken die overwinteren in Bavaria (Duitsland) (Keller, 1995).

Aalscholvers zijn ook sterk aangetrokken tot waterreservoirs, visculturen en viskwekerijen als gevolg van de onnatuurlijke dichtheden aan vissen (Van Eerden & Gregersen, 1995).

Aalscholvers vissen meestal weinig in de directe omgeving van de kolonies, maar ze vertonen een zeer regelmatige, dagelijkse trek van de kolonie naar geschikte, verder afgelegen voedselgronden (Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1983). Zo ondernemen broedvogels van de Oostvaardersplassen in Nederland tussen 1970-85 gemiddeld 1,5-3,5 voedselvuchten per dag (Van Eerden & Zijlstra, 1985). De afstanden die ze daarbij kunnen afleggen kunnen oplopen tot 70 km enkel (SOVON, 1987; Marquiss & Carss, 1994). Viswateren met een dieptearge van 0-20 m zijn belangrijk voor foeragerende Aalscholvers (Van Eerden & Gregersen, 1995).

4. VERSPREIDING EN POPULATIEDYNAMICA

4.1. Geografische verspreiding

De continentale Aalscholver *P. c. sinensis* heeft het grootste verspreidingsgebied van alle aalscholversoorten en is één van de weinige soorten die ook in het binnenland, ver van de zee, broedt. Binnen Europa broedt deze ondersoort in bijna alle landen. In Portugal, Spanje, Noorwegen, Finland, Zwitserland en Oostenrijk werd *sinensis* nog niet als broedvogel vastgesteld. Buiten Europa komt *sinensis* ook voor aan de kusten van de Zwarte Zee en de Zee van Azov, en broedt deze ondersoort van Turkije tot het oosten Siberië, Tibet, India, Sri Lanka, Mongolië, China en Korea (Coomans de Ruiter, 1966; Cramp & Simmons, 1977; Veldkamp, 1996a).

4.2. Aantallen en verspreiding

4.2.1. Broedpopulatie

De populatie van *Phalacrocorax carbo sinensis* is de laatste twintig jaar sterk toegenomen. In Nederland, Duitsland, Denemarken, Zweden en Polen was het aantal broedparen op zijn laagst begin van de jaren '60 (3.500-4.300 broedparen). Nadat ze beschermd werden in Europa nam de populatie gestadig toe en het totale aantal in deze landen bereikte in 1971 ongeveer 4.900 paar (Bregnballe, in druk). De broedpopulatie van *sinensis* in Europa kan aan de hand van de meest recente gegevens per land geschat worden op ongeveer 200.000 broedparen in 1995 (Veldkamp, 1996a).

In West-Europa zijn Denemarken (38.000 broedparen in '95), Nederland (16.000 broedparen in '95) en Duitsland (15.000 broedparen in 1995) de bolwerken van de populatie van *sinensis*. Voor de periode 1978-92 was de toenamesnelheid per jaar 10,8 % in Nederland, 23,8 % in Duitsland en 29,8 % in Duitsland (Van Eerden & Gregersen, 1995). In de centraal en oostelijk gelegen Europese broedgebieden nam de populatie toe vanaf ongeveer 1980; gelijklopend met de toename in het westelijk broedgebied. Gemiddelde jaarlijkse groeisnelheden varieerden van 15 % in Polen tot 27 % in Zweden. Zweden is nu een bolwerk geworden voor de *sinensis* populatie. Systematische verstoring van nieuw vestigingen hebben de algemene groeisnelheid alleen plaatselijk verminderd maar zouden daarenboven verantwoordelijk kunnen ge-

steld worden voor uitbreiding van het broedgebied verder oostwaarts (Lindell *et al.*, 1995).

In Nederland en Denemarken is een tendens tot stabilisatie van het aantal broedparen merkbaar. In Nederland was er in 1994 zelfs een afname van bijna 21.000 paar naar 14.000 paar. Deze tendens lijkt gerelateerd te zijn aan een combinatie van verzadiging van de reeds in gebruik zijnde voedselgronden en de impact van menselijke verstoring (Bregnballe & Asbirk, 1995; Van Ferden & Zijlstra, 1995; Bregnballe, in druk; Bregnballe & Gregersen, in druk).

Voor de bespreking van de evolutie van het aantal broedparen per land waar *sinensis* voorkomt, wordt verwezen naar Veldkamp (1996a). De evolutie van *sinensis* in België/Vlaanderen gedurende het broedseizoen is reeds in het algemeen beschreven in het eerste deelrapport (Van Waeyenberge *et al.*, 1996).

4.2.2. Overwinterende populatie

De overwinteringsgebieden van ruim 300.000 Aalscholvers in Europa zijn gekend. Een deel van de populatie overwintert langs de kusten van de Middellandse Zee. Belangrijke aantallen zijn eveneens aanwezig in Tunesië, Egypte en Israël (in totaal ten minste 50.000 vogels). Dit betekent dat er nog veel overwinteraars 'gemist' worden bij tellingen (vermoedelijk vooral in het oosten van het overwinteringsareaal), omdat de totale winterpopulatie veel hoger dan 350.000 vogels moet zijn. Bij de veronderstelling dat Aalscholvers op een leeftijd van drie jaar beginnen te broeden (Kortlandt, 1942), is de sterfte in het eerste jaar 65 %, in het tweede jaar 25 % en 15 % voor het derde jaar en later (volgens Bédard *et al.*, 1995 voor de Kuifaalscholver) en dat de reproductie relatief laag (1,5 jongen per paar) wordt genomen, geeft een ruwe berekening met een broedpopulatie van 200.000 paar Aalscholvers een te verwachten mid-winter populatie van ongeveer 720.000 vogels (na het broedseizoen, op de eerste januari, 370.000 van de 400.000 adulte broedvogels en nog eens 200.000 zes maand oude jongen zijn in leven; het aantal vogels van 18 maanden oud kan op 90.000 geschat worden en deze van 30 maanden oud op 60.000). Een berekening gebruik makend van de sterfte per leeftijdsklasse gegeven door Kortlandt (1942) (36 % in het eerste jaar, 22 % in het tweede, 16 % in het derde en 11 % in de volgende jaren) met een reproductie van 1,5 jongen per paar, geeft een mid-winter populatie van meer dan 900.000 vogels. Een reproductie van 2 jongen per broedpaar geeft dan meer dan een miljoen vogels. Deze schattingen lijken echter niet erg realistisch te zijn, wetende dat de sterfte tegenwoordig hoger ligt dan deze berekend door Kortlandt (Veldkamp, 1996a).

Voor de bespreking van de evolutie van het aantal overwinteraars per land waar *sinensis* voorkomt, wordt verwezen naar Veldkamp (1996a). De evolutie van *sinensis* in België/Vlaanderen gedurende de winterperiode is reeds in het algemeen beschreven in het eerste deelrapport (Van Waeyenberge *et al.*, 1996).

4.3. Evolutie op Europese schaal

Op basis van de lopende monitoringprojecten en onderzoek concludeerde Veldkamp (1996a) dat, wat betreft de *sinensis* populatie :

- de totalen per land een jaarlijkse toename van 10-30 % in de jaren '80 aantoonde.

- de grootte van de Europese *sinensis* populatie in 1995 op ongeveer 150.000 broedparen geschat kan worden.
- in het westelijk broedgebied (Nederland en Denemarken), waar de spectaculaire toename gestart is, de toename aan het verminderen is. Dichtheidsafhankelijke factoren (draagkracht) worden verondersteld de groei te beïnvloeden door effecten op het aantal uitgevlogen jongen per paar. In Nederland is het aantal broedparen recent zelfs sterk afgenomen.
- in Groot-Brittannië en Frankrijk *sinensis* recent tot broeden is gekomen. Een groei van de populatie in deze landen kan verwacht worden.
- in het oostelijk deel van het broedgebied (Rusland, Estland, Letland en Belarus) een uitbreiding van de broedpopulatie nog maar juist begonnen is. In deze landen kan een exponentiële groei van de populatie verwacht worden.
- tenzij andere factoren limiterend beginnen te werken, de populatie in verschillende landen aanzienlijk zou kunnen toenemen bij aanwezigheid van grote, niet gebruikte gebieden met ondiep water.
- in het algemeen menselijke verstoring geen invloed heeft op de populatiegroei. Tot nu toe heeft het schieten van vogels en het vernietigen van kolonies in sommige gevallen de groei op plaatselijk niveau vertraagd, maar vaak is het effect niet doeltreffend genoeg.
- de verstoring van broedkolonies de vorming van nieuwe versneld. Terwijl het de bedoeling is om de populatie te verminderen, kan het toepassen van deze maatregel een omgekeerd effect veroorzaken.
- het deel van de populatie dat niet deelneemt aan de broedcyclus in de toekomst zal toenemen en de grootte van de totale populatie zal zich dus later dan de broedpopulatie stabiliseren.
- het aantal overwinterende Aalscholvers in Zwitserland in de laatste jaren sterk is afgenomen wat kan wijzen op het feit dat de draagkracht van de Zwitserse waters is verminderd.
- veel waterrijke gebieden produktiever zijn geworden als gevolg van zware eutrofiëring en dat visbestanden vaak gedomineerd worden door Brasem, Blankvoorn en Baars, belangrijke vissoorten voor *sinensis*. De Europese evolutie gaat naar een verbetering van de waterkwaliteit, waardoor het aantal Aalscholvers op een indirecte manier mogelijks beïnvloed zal worden.
- een sterke toename van het aantal overwinterende vogels in het oostelijk deel van het Middellands Zeegebied verwacht kan worden.

5. VOEDSELECOLOGIE

5.1. Prooi-soorten

5.1.1. Algemeen

Aalscholvers vangen een brede variatie aan vissen, wat in direct verband staat met de grote variatie aan leefgebieden die de vogels gebruiken. Het hoofdvoedsel bestaat meestal uit dominant aanwezige vissoorten. Verschillen in dieet tussen kolonies zijn meestal te verklaren door de verschillende beschikbaarheid van bepaalde

vissoorten. Het prooiotype dat het meest voorkomt in het dieet van Aalscholvers is meestal ook het talrijkst aanwezig in het gebied (West *et al.*, 1975).

In Europa zijn Aalscholvers bijna uitsluitend viseters, maar nochtans worden invertebraten (o.a. kreeften, garnalen) soms in redelijke hoeveelheden in braakballen aangetroffen, voornamelijk in mariene habitats. De vraag blijft dan altijd of deze organismen gevangen werden door de vissen of door de Aalscholvers (Hald-Mortensen, 1995).

5.1.2. Prooi-soorten in relatie tot habitat

Op zee voeden Aalscholvers zich hoofdzakelijk met bodembewonende vissen, lipvissen en kabeljauwachtigen boven stenige en plantenbedekkende substraten, platvissen boven zachte substraten en Paling en Puitaal in een grote variatie aan gebieden. Nu en dan worden ook in kleine scholen levende vissen zoals haringachtigen, Lodde en zelfs Zandspiering gevangen (Marquiss & Carss, 1994).

In estuaria zijn Bot, Beekforel, Paling en Pollak veel voorkomende prooien. Koornaarvis, Dunlipharder en Zeebaars zijn belangrijk in het zuiden (Marquiss & Carss, 1994).

In rivieren verandert het dieet afhankelijk van de stroomkarakteristieken en van de plaats in het stroomgebied. Beekforel, Zalm en Vlagzalm zijn de hoofdprooien in snelstromende delen, karperachtigen (Blankvoorn en Brasem) in tragerstromende delen (Marquiss & Carss, 1994). In het oorspronkelijk altijd al mild eutrofe benedenstroomse gebied worden Winde, Snoek, Kroeskarper, Karper gegeten, terwijl bovenstrooms de karperachtige vissen als Kopvoorn, Winde, Alver, Barbeel en Sneep in het dieet voorkomen (De Nie, 1995).

In studies van zoetwatermeren zijn Blankvoorn en Baars veruit de meest vastgestelde prooien. Andere prooien, behorende tot de karperachtigen, in eutrofe zoetwaters zijn Brasem, Kolblei, Rietvoorn en Zeelt en andere baarsachtigen, in het bijzonder Pos en Snoekbaars. In minder eutrofe en/of soortenarme waters voeden Aalscholvers zich hoofdzakelijk met Beekforel of Baars (Marquiss & Carss, 1994).

Aalscholvers gebruiken veelvuldig vijvers die bepoot zijn voor recreatief vissen (Beek- en Regenboogforel), zowel in gebieden waar viscultuur wordt toegepast als in viskwekerijen (Karper) (Marquiss & Carss, 1994).

5.1.3. Temporele variatie in prooi-soorten

Binnen leefgebieden en plaatsen kan de soortensamenstelling van het dieet variëren van jaar tot jaar, van maand tot maand en zelfs van dag tot dag. Seizoensale verschuivingen in de belangrijkheid van bepaalde vissoorten komen vaak voor. In soortenrijke stilstaande waters in Europa is er een neiging tot dominantie van sommige karperachtigen (hoofdzakelijk Blankvoorn) in het dieet in de vroege lente, gevolgd door Pos en soms Paling in de zomer en veranderend naar baarsachtigen later op het jaar (Van Dobben, 1952; Marteijsen & Dirksen, 1991; Veldkamp, 1991, 1994, 1995; Suter, 1991b).

Er zijn ook seizoenale tendensen in relatie tot het kuit schieten van bepaalde vissoorten. In het Chiemsee-meer in Bavaria werd Kleine Marene enkel geconsumeerd gedurende de periode van het kuit schieten van deze soort met name gedurende de maanden december en januari. Daarbij werd nog vastgesteld dat in het Chiemsee-

meer en stroomafwaarts de Inn-rivier Vlagzalm voornamelijk bij de aanvang van de periode van het kuit schieten, in januari en februari, gevangen werd (Keller, 1995). Haring werd door Aalscholvers gevangen wanneer kuit schietende scholen naar de kust van Denemarken zwommen (Madsen & Spärck, 1950). Grote kuit schietende Blankvoorns werden in de laatste week van april en de eerste week van mei massaal op het Zwarte Meer in Nederland door vogels van de kolonie van Wanneperveen gevangen (Veldkamp, in druk).

Er zijn eveneens goed gedocumenteerde gevallen waarbij een verandering in het dieet op een specifieke plaats geassocieerd is met veranderingen in het voorkomen van sommige prooien (Marquiss & Carss, 1994). Op een één plaats in Nederland is aangetoond dat de eutrofiëring van meren geassocieerd is met een verhoogde aanwezigheid van karperachtigen en dat het dieet van Aalscholvers uit een nabijgelegen kolonie veranderde wanneer Paling en Pos minder belangrijk en Blankvoorn, Brasem, Kolblei en Rietvoorn belangrijker werden (Veldkamp, 1991). Artificiële toename van sommige vispopulaties hebben ook bijkomende bewijzen geleverd voor veranderingen in dieet als reactie op veranderingen in het voorkomen van alternatieve prooien (Marquiss & Carss, 1994).

5.1.4. Vastgestelde vissoorten in het Aalscholver-dieet in Europa

Tenminste 115 vissen werden tot op soortniveau in het voedsel van Europese Aalscholvers vastgesteld (Bijlage 2). In de meeste gebieden behoorden slechts enkele soorten tot het hoofdvoedsel van de Aalscholvers.

In vergelijking met het totale aantal vissoorten aangetroffen in het voedsel van Aalscholvers is het aantal soorten dat ofwel door de massa ofwel door het aantal werkelijk tellen relatief klein (Veldkamp, 1996a) :

- In zoetwaterhabitats zijn ongeveer 24 vissoorten belangrijk : Paling, Brasem, Kolblei, Barbeel, Kroeskarper, Sneep, Karper, Kopvoorn, Winde, Blankvoorn, Rietvoorn, Zeelt, Snoek, Spiering, Kleine Marene, Regenboogforel, Zalm, Beekforel, Vlagzalm, Kwabaal, Driedoornige Stekelbaars, Pos, Baars, Snoekbaars en Bot.

De predatie op ongeveer 9 soorten interfereert of kan interfereren met menselijke commerciële vangsten : Paling, Karper, Kleine Marene, Regenboogforel, Zalm, Beekforel, Vlagzalm, Baars en Snoekbaars.

- In zoutwaterhabitats zijn ca. 15 vissoorten belangrijk omwille van het aantal of het gewicht : Paling, Haring, Lodde, Kabeljauw, Wijting, Schelvis, Driedoornige Stekelbaars, Zeedonderpad, Zeebaars, Puitaal, Botervis, Zwarte Grondel, Schol, Schar en Bot.

Overlapping met menselijke commerciële oogsten kunnen voorkomen bij : Paling, Kabeljauw, Zeebaars, Schar en Bot.

- In mariene habitats kunnen interacties tussen de menselijke visserij en het vissen door Aalscholvers enkel plaatsgrijpen in de kustzone. In Denemarken, waar *sinensis* zich hoofdzakelijk voedt in mariene habitats, bereikt de vangst door Aalscholvers van de commercieel waardevolle Schar 50 % van de menselijke vangst in hetzelfde gebied. Nochtans bestaat de vangst van de Aalscholver uit veel kleinere vis-

sen dan de menselijke vangst. In vergelijking met de menselijke vangsten vangen Aalscholvers op zee in het algemeen enkel niet significante hoeveelheden van commercieel belangrijke vissoorten weg.

5.2. *Prooigrootte*

De grootte van de vis die door Aalscholvers kan gegeten worden is afhankelijk van allerlei factoren. Grote vis is bijvoorbeeld meestal sneller en dus moeilijker te vangen (Marteijn & Noordhuis, 1991). Aangezien Aalscholvers prooien in hun geheel inslikken, kan de lichaamshoogte van de vissen een beperkende factor zijn om opgegeten te kunnen worden (cfr. maximale snavelopening) (Marteijn & Noordhuis, 1991; Ulenaers *et al.*, 1994). Wat de vorm betreft zijn met name 'torpedo-vormige' vissen als prooi aantrekkelijk (Marteijn & Noordhuis, 1991).

De verkozen visgrootte ligt tussen 3 en 65 cm, met de meerderheid tussen 10 en 30 cm (Cormorant Position Statement, 1993 (zie Bijlage 1); Marquiss & Carss, 1994). Zo kunnen Blankvoorns tussen 7-38 cm genuttigd worden, terwijl enkel Brassems < 25-28 cm veelvuldig gegeten kunnen worden omwille van hun 'hoge rug' (Marteijn & Noordhuis, 1991; Platteeuw *et al.*, 1992).

5.3. *Dagelijkse consumptie*

5.3.1. *Algemeen*

Een belangrijk punt van discussie op het gebied van de voedsel生态学 van Aalscholvers is de hoeveelheid voedsel die de vogels per dag nodig hebben. Op dit ogenblik variëren schattingen bijna een factor drie (Veldkamp, 1996a). De totale dagelijkse consumptie van de gegeten prooien varieert tussen plaatsen en seizoenen, maar is volgens de Cormorant Position Statement (1993) meestal gelegen tussen 250 en 450 g; met een geschat gemiddelde van 350 g. In Denemarken en Nederland werd vastgesteld dat de voedselconsumptie het hoogst is in de periode april-mei (Platteeuw, 1988; Voslamber, 1988; Veldkamp, 1995; Hald-Mortensen, 1995).

De dagelijkse consumptie van visetende vogels kan geschat worden door gebruik te maken van een variatie aan methoden die allemaal voor- en nadelen hebben (Duffy & Jackson, 1986; Harris & Wanless, 1993). Hierna worden vier methoden besproken die gebruikt worden om de dagelijkse voedselconsumptie van individuele Aalscholvers te schatten (Marquiss & Carss, 1994).

5.3.2. *Visconsumptie van in gevangenschap of half in gevangenschap levende Aalscholvers*

De dagelijkse behoefte van in gevangenschap of half in gevangenschap levende vogels wordt gemeten door het gemiddelde te berekenen van het gewicht van de vissen geconsumeerd over een reeks van dagen (Marquiss & Carss, 1994).

Deze gemiddelden zullen een onderschatting geven van de consumptie van in het wild levende vogels doordat deze meer energie verbruiken (als gevolg van het foerageren, het pendelen tussen foerageerplaatsen en slaapplekken of broedkolonies en het broeden) en daardoor een grotere hoeveelheid vis consumeren (Marquiss & Carss, 1994).

Bij gebruik van mannelijke en vrouwelijke Aalscholvers en het voederen van verschillende vissoorten kan de gemiddelde dagelijkse behoefte volgens deze methode bepaald, geschat worden tussen 367-429 g voor adulten (Wißmath *et al.*, 1993; Zijlstra & Van Eerden, 1995) en 442-1.495 g vis per dag voor kuikens (Gere & Andrikovics, 1986).

5.3.3. Braakballenanalyse bij in het wild levende Aalscholvers

De dagelijkse behoefte van in het wild levende Aalscholvers kan berekend worden aan de hand van de onverteerde overblijfselen in de geproduceerde braakballen (Marquiss & Carss, 1994).

Aalscholvers produceren door een slijmlaag omhulde braakballen, die mede afhankelijk van het menu, zeer variabel van grootte en structuur zijn (Veldkamp, 1994). Als regel produceren ze één braakbal per dag (Van Dobben, 1952; Ainley *et al.*, 1981; Platteeuw, 1988; Voslamber, 1988; Johnstone *et al.*, 1990; Marteiijn & Dirksen, 1991; Platteeuw *et al.*, 1992; Boudewijn & Dirksen, 1994; Veldkamp, 1994; Zijlstra & Van Eerden, 1995; Trautimansdorff & Wassermann, 1995), in het bijzonder wanneer ze geen jongen te voederen hebben, maar het kan meer dan één zijn wanneer de vogels verschillende voedselvluchten maken tussen de vroege morgen en de late namiddag (Staub & Ball, 1994). De braakballen worden in de vroege ochtend uitgebraakt (Veldkamp, 1994). Hiermee verwijderen ze alle onverteerbare delen van het voedsel uit hun maag dat de dag tevoren werd opgenomen. In de braakballen worden o.a. kieuwdeksels, kauwplaten, gehoorbeentjes (otolieten) en keelbeenderen van vissen teruggevonden. Aan de hand van de vorm van de otolieten, de keelbeenderen en de kauwplaten is het mogelijk de gegeten vissoort te achterhalen. De grootte van deze beenderen is gerelateerd aan de grootte van de vis. Wanneer tevens de relatie tussen de lengte en het gewicht van de verschillende vissen in een gebied bekend is, kan, door meting van de verschillende beenderen in een braakbal, de volgende informatie over de visconsumptie van de voorgaande dag achterhaald worden :

- de gegeten vissoorten;
- de grootte van de gegeten vissen;
- het individuele gewicht van de gegeten vissen en
- de totale visconsumptie (Boudewijn & Dirksen, 1994; Veldkamp, 1996a).

Schattingen op basis van gehoorbeentjes kunnen gedeeltelijk misleidend zijn omdat de overblijfselen van sommige soorten en groottes van vissen ondervertegenwoordigd zijn (Duffy & Laurenson, 1983; Johnstone *et al.*, 1990; Veldkamp, 1993, 1994). Erosiesnelheden tussen 5-30 % moet in overweging genomen worden als gevolg van verteringsprocessen (maagzuur) en afhankelijk van de vissoorten (Veldkamp, 1996a). Bij voedselexperimenten werd eveneens vastgesteld dat er bij *sinensis* een volledige vertering van de gehoorbeentjes kan optreden (Zijlstra, 1996). Het aantal vissen gegeten door Aalscholvers is op basis van gehoorbeentjes moeilijk te evalueren omdat sommige verdwenen zijn (Martucci *et al.*, 1993). In het algemeen zijn kleine gehoorbeentjes kwetsbaarder aan vertering dan grotere (Nienhuis, 1995).

Studies die gehoorbeentjes gebruiken, zijn daardoor eigenlijk alleen nuttig voor het verkrijgen van kwalitatieve gegevens of bij vergelijking van het relatief voorkomen van de verschillende onderdelen in monsters van gehoorbeentjes met een wisselende herkomst (Marquiss & Carss, 1994).

Veel dieetstudies zijn gebaseerd op de analyse van braakballen (Veldkamp, 1996a). De gemiddelde dagelijkse consumptie bepaald met deze methode kan op basis van diverse studies in zoet water geschat worden tussen 171 en 516 g tijdens de wintermaanden (december, januari en februari) (Worthmann & Spratte, 1990; Dirksen *et al.*, 1995), tussen 234 en 700 g tijdens de broedperiode (maart tot en met juni) (Voslamber, 1988; Martelijn & Noordhuis, 1991), tussen 69 en 335 g tijdens de zomer (juli en augustus) (Middendorp, 1992; Platteeuw *et al.*, 1992) en tussen 290 en 516 g vis per dag tijdens de herfstmaanden (september, oktober en november) (Worthmann & Spratte, 1990; Platteeuw *et al.*, 1992). Indien het juist is om te veronderstellen dat Aalscholvers zich elke dag voeden en één braakbal per dag produceren, is volgens Staub & Ball (1994) een consumptie van 400-500 g vis per dag en per adult een goede schatting.

5.3.4. Maaganalyse van in het wild levende Aalscholvers

De dagelijkse behoefte van in het wild levende vogels wordt verondersteld om gelijk te zijn aan de inhoud van volle magen (Marquiss & Carss, 1994).

Het belangrijkste probleem bij deze methode is het definiëren van een volle maag. Wanneer enkel waarden gebruikt worden van de meest volle magen kan de dagelijkse behoefte een overschatting zijn van de werkelijke situatie als er een groot aantal vogels is die meer dan hun dagelijkse behoefte aan voedsel eten (Marquiss & Carss, 1994).

In Mecklenburg (Duitsland) werden Aalscholvers geschoten gedurende het broedseizoen en in de maanden augustus-september. Op basis van maaganalyses werd een dagelijkse behoefte van gemiddeld 320 g bekomen (Zimmerman, 1984).

5.3.5. Allometrische vergelijkingen en bepaling van de basale metabolische snelheid

De theoretische visconsumptie wordt geschat op basis van berekeningen van de dagelijkse energiebehoefte. Dit gebeurt door de basale metabolische snelheid te meten met een respirometer en door het afleiden van allometrische vergelijkingen die de basale metabolische snelheid aan de biomassa koppelt. De eigenlijke berekening gebeurt op basis van het tijdsbudget van de vogel waarbij schattingen van de energetische kost van het vliegen, duiken, slapen enz. vermenigvuldigd worden met schattingen van de tijd die de vogel besteedt aan elk van deze activiteiten (Marquiss & Carss, 1994; Staub & Ball, 1994).

Niet enkel de vermenigvuldigingsfactor tussen de dagelijkse energiebehoefte en de basale metabolische snelheid maar ook de vergelijking die gebruikt wordt om de basale metabolische snelheid te bepalen, tonen belangrijke verschillen. De berekende dagelijkse visconsumptie wordt ook beïnvloed door de schattingen van de energie-inhoud van de gegeten vissen, de efficiëntie van zijn assimilatie en het gemiddelde gewicht van Aalscholvers. Belangrijke verschillen in het gewicht van de Aalscholvers werd opgemerkt tussen de sexen, tussen verschillende individuen van hetzelfde geslacht en tussen verschillende maanden en seizoenen (Staub & Ball, 1994). Ook is het moeilijk om het tijdsbudget van in het wild levende vogels te achterhalen en zeer moeilijk om de verwachte energetische kost voor specifieke activiteiten te bepalen (Marquiss & Carss, 1994).

Op theoretische gronden, gebaseerd op verschillende veronderstellingen voor basaal metabolische snelheden, wordt de dagelijkse behoefte geschat op 150 g (Reichholf, 1990), 363 g (Voslamber & Van Eerden, 1991) en 516 g (Wißmath *et al.*, 1991). Op basis van metingen met de respirometer bedraagt de dagelijkse visconsumptie 243-593 g (afhankelijk van de fase in broedtijd) (Grémillet & Schmid, 1993).

5.3.6. De “doubly-labelled water”-methode

De totale energie verbruikt in een bepaalde periode kan op een directere manier geschat worden door gebruik te maken van de “doubly-labelled water”-methode. Hierbij wordt tweewaardig water (^2H , ^{18}O) gebruikt om de turn-over van waterstof en zuurstof in het lichaam te bepalen (Marquiss & Carss, 1994; Veldkamp, 1996a).

Met deze methode werd de dagelijkse behoefte van vrij en in gevangenschap levende vogels in Bavaria (Duitsland) vastgesteld op 507 g en 316 g respectievelijk (Keller & Vordermeier, 1994).

5.3.7. Besluit

Verschillende studies die de dagelijkse voedselopname geschat hebben, bekomen per dag een geconsumeerde hoeveelheid vis van 6 tot 32 % van het lichaamsgewicht van een Aalscholver. Zoals verwacht werden enkele zeer lage cijfers bekomen bij studies met volle magen. Cijfers van de consumptie bij in gevangenschap levende vogels zijn gewoonlijk aan de lage kant (12-20 %) en een realistischer getal ligt waarschijnlijk tussen deze gemeten bij energetische berekeningen (17-26 %) (Marquiss & Carss, 1994).

Afhankelijk van plaats, voedselaanbod en tijd van het jaar is een consumptie van 350-500 g versgewicht per dag waarschijnlijk de beste schatting voor de dagelijkse voedselbehoefte van Aalscholvers (Marquiss & Carss, 1994; Veldkamp, 1996a).

5.4. Foerageergedrag

5.4.1. Algemeen

Aalscholvers duiken door middel van een voorwaartse sprong vanop het wateroppervlak. Onder water worden de vleugels in het algemeen niet gebruikt en tegen het lichaam gehouden, terwijl normaal enkel de grote poten met zwamvliezen voor een efficiënte voortstuwing zorgen die maakt dat de vogels tot een aanzienlijke diepte kunnen duiken (3 tot 9 m met een gemiddelde van 1-3 m; Van Dohben, 1952) (Cramp & Simmons, 1977). Aalscholvers blijven zelden lang onder water, waarbij de tijd onder water varieert van 15 tot 60 seconden (Van Dohben, 1952). Bij het zoeken naar prooi zwemmen ze vaak met kop en ogen onder het wateroppervlak. Bij het vissen worden ze eveneens vaak waargenomen met enkel hun lange nek die boven het wateroppervlak uitsteekt (Cramp & Simmons, 1977).

Het merendeel van de prooien, in het bijzonder grotere, worden boven water gebracht en vaak met de bek in de lucht gegooid om ze in de goede positie te brengen alvorens ze worden doorgeslikt (Cramp & Simmons, 1977).

5.4.2. Solitair vissen

Tegenwoordig is sociaal vissen de regel geworden voor vogels van de grote Aalscholver-kolonies van het Nederlandse IJsselmeer-gebied. Sommige individuen worden nog solitair vissend vastgesteld. Deze manier van vissen wordt voornamelijk toegepast in de vroege lente op goed begrensde plaatsen (Veldkamp, 1996a). Een gevalstudie in het IJsselmeer wees uit dat het voor de vogels van de Oostvaardersplassen voordelig was om op vissen te foerageren die zich op een diepte van 10 m bevonden. Aalscholvers waren in staat om meer dan de gemiddelde dagelijkse behoefte van ongeveer 450 g vis te bereiken door in de tweede helft van maart 15 minuten per dag te foerageren (Voslamber *et al.*, 1995).

5.4.3. Sociaal vissen

- Ontstaan en ontwikkeling :

In grote groepen foerageren van vogels werd regelmatig vastgesteld bij verschillende soorten Aalscholvers in mariene habitats die zich voeden met pelagische, in scholen levende prooien. Tot voor kort werd het sociaal foerageren door Aalscholvers in zoetwater habitats minder frequent waargenomen. Sociaal vissen is goed gekend van de Afrikaanse Aalscholver *Phalacrocorax carbo lucides* (Veldkamp, 1996a).

De eerste beschrijving van sociaal vissen van *sinensis* in Nederland komt uit Van Dobben (1952). Hij observeerde het fenomeen van sociaal vissen één keer bij vogels van Wanneperveen op het IJsselmeer. In de jaren '60 en vroege jaren '70 was sociaal vissen van behoorlijk grote groepen Aalscholvers al verschillende malen op het IJsselmeer waargenomen (De Boer, 1972). Hierbij is sprake van groepen > 1000 ex.. Dat er destijds groepsgrootten > 1000 ex. werden vastgesteld, is des te opmerkelijker omdat in die jaren de populatieomvang een dieptepunt kende (Veldkamp, 1994). In 1970 waren er met name ongeveer 2200 broedparen in Nederland (Zijlstra & Van Eerden, 1991), in slechts twee kolonies. Gezien de omvang van de waargenomen foeragerende groepen en het feit dat men geneigd is de omvang van groepen sociaal vissende Aalscholvers sterk te onderschatten, moet dit betekenen dat toen een bijzonder groot deel van de totale Nederlandse broedpopulatie in dergelijke groepen participeerde (Veldkamp, 1994). Tussen 1972 en 1975 werd het fenomeen voor het eerst regelmatig vastgesteld. Na 1975 nam het nog sterk toe, tot in de jaren tachtig vrijwel de gehele IJsselmeerpulatie deze techniek beoefende. Recent is er een tendens tot afname van het deel Aalscholvers dat gezamenlijk vist, al blijft het veruit de belangrijkste vistechniek (Van Dam *et al.*, 1995).

In Zwitserland hebben Aalscholvers ook de neiging om in meren, waar Blankvoorn en Baars veelvuldig voorkomen, in grote groepen te jagen (tot 2000 ex.) (Suter, 1991a). Gedurende de winter werd het sociaal vissen van *sinensis* eveneens in Frankrijk, Spanje, Italië en Tunesië vastgesteld, afhankelijk van de waterdiepte en de zichtbaarheid (Veldkamp, 1996a).

- Doel :

Sociaal vissen door Aalscholvers is gericht op het vangen van in scholen levende vissen. Bij deze vistechniek drijven de vogels in een half troebele onderwateromgeving (Secchi-diepte : 50-80 cm) gezamenlijk scholende vis uit de donkere water-

lagen naar de oppervlakte, waarna ze deze tegen de achtergrond van de oplichtende toplaag vangen (Van Eerden & Voslamber, 1995).

Voor grote watersystemen waar sociaal vissen de regel is, is een minimale groepsgrootte van ongeveer 1000 paar vereist. Afhankelijk van de windrichting kan de positie van de groep per dag sterk veranderen (Van Eerden & Voslamber, 1995).

De zwemsnelheid van Aalscholvers bij het jagen (1-2 m/s) stemt overeen met de maximale zwemsnelheid van middel-grootte vissen (10-25 cm) zodat ze de koelbloedige vissen snel kunnen uitputten (Voslamber, 1988; Voslamber & Van Eerden, 1991; Van Eerden, 1993). De snelheid waarmee Aalscholvers hun prooi achtervolgen neemt gedurende het seizoen toe, waarschijnlijk als gevolg van de hogere zwemsnelheden van vissen bij hogere temperaturen (Van Eerden & Voslamber, 1995).

De gewoonte van het vissen in grote groepen laat de vogels effectief toe om een troebele, snel veranderende omgeving te benutten, resulterend in een uitbreiding van hun foerageergebied (Van Eerden & Voslamber, 1995). In het IJsselmeergebied in Nederland bedraagt de actieradius de laatste jaren gemiddeld 20-30 km, met uitschieters tot 70 km. Daarenboven kunnen de vogels door elkaar te volgen efficiënt gebruik maken van een veel groter areaal van een bepaalde voedselgebied dan op grond van individuele kennis over specifieke voedselgronden mogelijk zou zijn (Van Dam *et al.*, 1995). De groepsgrootte wordt dus beperkt door de beschikbare voedselbronnen (Van Eerden & Voslamber, 1995).

- Vistechnieken :

Aalscholvers kunnen op verschillende manieren aan sociaal vissen doen. Zo hebben de vogels van de broedkolonie van Wanneperveen in Noordwest-Overijssel in Nederland een drietal groepsgewijze jachttechnieken ontwikkeld (Veldkamp, 1994; 1996) :

- a) Groepsgewijs kantjagen. Hierbij drijven de vogels, in tamelijk ongeordende formaties, vis tegen de oever van een meer op. De groepsgrootte varieert van enkele tientallen tot meer dan 1500 vogels.
- b) Groepsgewijs lijnjagen. Bij deze manier van voedselzoeken wordt in zeer strakke lijn- of sikkelvormige formaties gejaagd. De vogels zwemmen en duiken schouder aan schouder en dit met een hoge snelheid. Als vogels achterop raken vliegen ze op en als ze zich weer bij de groep voegen, landen ze enkele tientallen meters voor het voortbewegende front. De linedikte is niet groter dan één of enkele vogels. De breedte van de formaties bedraagt meestal niet meer dan enkele honderden meters. De gehele formatie beweegt zich in één bepaalde richting die min of meer loodrecht op die van de gevormde linie staat. De groepsgrootte kan variëren van enkele tientallen tot meer dan 1500 vogels.
- c) Groepsgewijs jagen in een megaformatie. Deze methode van vissen komt waarschijnlijk alleen op het IJsselmeer voor. Pleisteraars uit Wanneperveen kunnen in dit soort formaties opgaan. De megaformatie is meest sikkelvormig. Anders dan bij het lijnjagen wordt er geen strakke linie gevormd. De doorsnee van de sikkel kan uit vele honderden vogels bestaan. De breedte van de formatie kan enkele kilometers zijn. De formatie beweegt niet zozeer in één richting maar lijkt vanuit een centraal punt uit te dijen. Het totaal aantal vogels in een megaformatie kan enkele tienduizenden zijn. Gezien de omvang moeten de deelnemers van verschillende pleisterplaatsen afkomstig zijn.

- **Verschil in voedselkeuze :**

Er is thans in het IJsselmeergebied een groot verschil in voedselkeuze tussen de sociaal en de solitair foeragerende Aalscholvers. De op zichzelf jagende vogels vissen op andere lokaties dan de sociaal vissende en vangen relatief veel Paling en solitair levende vis. Zo foerageren ze in havenkommen, spuikolken, langs de dijkteen, in jachthavens en binnendijs gelegen wateren (Van Dam *et al.*, 1995). Diegene die in groepsverband vissen vangen veel schoolvormende vissoorten zoals Baars, Pos, Spiering en Blankvoorn (De Nie, 1995).

- **Besluit :**

De gewoonte om gezamenlijk te foerageren is een recent verschijnsel. Eutrofiëring die een verhoogde visproductie, een verhoogde troebelheid van het water en een vermindering van onderwatervegetatie veroorzaakt leidt naar onevenwichtige, sterk in de tijd veranderende vispopulaties waarin kleine, kort levende soorten domineren die snel geslachtsrijp worden zoals Baars, Pos, Spiering en karperachtigen als Blankvoorn en Brasem (De Nie, 1995; Van Eerden & Voslamber, 1995). Deze vermessing heeft gunstige omstandigheden geschapen voor het ontwikkelen van dit soort gedrag (Van Eerden & Voslamber, 1995).

5.4.4. Foerageren gedurende de nacht

Als reactie op het gebruik van allerlei methoden om overwinterende Aalscholvers van visputten in Israël te verjagen hebben sommige geleerd om hun gedragspatroon te veranderen door enkel 's nachts te foerageren (Shihirai, 1996).

6. INTERACTIES MET MENSELIJKE ACTIVITEITEN

6.1. Gevaren voor Aalscholvers

6.1.1. Vervolging door de mens

- **Broedgebieden :**

Omdat Aalscholvers vissen eten en als concurrenten worden aanzien, zijn ze altijd al door de mens vervolgd geweest. Voordat natuurbescherming in de belangstelling kwam, was de vernietiging van kolonies (roven van eieren, doden van jongen en adulten, omhakken van de nestbomen) door vissers een algemene praktijk die ook wettelijk was toegelaten. In meerdere Europese landen was dit de belangrijkste oorzaak van het verdwijnen van de soort als broedvogel (Veldkamp, 1996a).

Tegenwoordig is de soort vrijwel overal beschermd, maar grijpt met een herstelde Europese populatie op verschillende plaatsen nog illegale vervolging plaats. Ook worden in diverse landen vergunningen afgeleverd om broedkolonies in te perken op plaatsen waar ze schade (kunnen) veroorzaken. De legale en illegale maatregelen die vandaag genomen worden om de snelheidstoename van *sinensis* te verminderen,

zijn in tegenstelling tot het verleden, niet massaal genoeg om een effect op populatieniveau te verkrijgen (Veldkamp, 1996a).

- Doortrek- en overwinteringsgebieden :

Migrerende Aalscholvers worden aangetrokken door gebieden met viscultuur. Enerzijds wordt een deel van de Aalscholvers bij confrontaties met viskwekers gedood, maar dit heeft zelden effecten op populatieniveau. Anderzijds zal op grote schaal het verstoren van de slaapplekken, in het bijzonder het overleven van eerstejaars-vogels beïnvloeden en kan een negatieve invloed hebben op de fysische conditie van deze vogels die terugkeren naar de broedkolonies (Veldkamp, 1996a).

6.1.2. Invloed van olievervuiling

Rampen met olietankers kunnen een serieuze bedreiging vormen voor aalscholvers. Gedurende de Golf-oorlog werden opzettelijk veroorzaakte lekken gebruikt als wapen met als gevolg dat Socotra-Aalscholvers *Phalacrocorax nigrogularis* in Saudi-Arabië in januari 1991 besmeurd werden met olie (Veldkamp, 1996a).

In Nederland werd vastgesteld dat ongeveer 1 Aalscholver per 100 km Noord-zee-kust per jaar sinds 1986 dood op het strand wordt aangetroffen. Van de 100 vogels die onderzocht werden, bleek maar 9 % met olie besmeurd te zijn, terwijl dit cijfer gedurende de periode 1969-85 nog 37 % bedroeg (Camphuysen, 1995).

6.1.3. Invloed van pesticiden

Na de Tweede Wereldoorlog werd het herstel van de Aalscholverpopulatie, op zijn minst gedeeltelijk, geremd door het gebruik van een groot aantal persistente pesticiden in de landbouw (Veldkamp, 1996a). In Nederland was de ineenstorting van de Wanneperveen-kolonie in de jaren '60 verbonden met het gebruik van pesticiden in de landbouw (Veldkamp, 1986). De jaren '70 bleken in Nederland en Vlaanderen een keerpunt te zijn voor zowel roofvogels, zoals Buizerd *Buteo huteo*, Sperwer *Accipiter nisus* en Havik *Accipiter gentilis* als de Aalscholver. Het is algemeen geweten dat de populatieafname in roofvogels in de jaren '50 en '60 te wijten was aan het gebruik van DDT en andere organochloorverbindingen (Newton, 1979). Een vergelijking van de populatietrends van Havik (Bijlsma, 1988; 1994) en Aalscholver (Rooth & Jonkers, 1972; Van Eerden & Gregersen, 1995) in Nederland laat een opvallende gelijkenis zien : beide populaties waren klein in de jaren '20 en '30 als gevolg van vervolging door de mens; in de jaren '50 en '60 daalde het aantal broedparen van beide soorten sterk als gevolg van effecten van micropolluenten; in de jaren '70 en '80 groeiden beide populaties sterk, terwijl in de jaren '90 de toenamesnelheid voor beide soorten afnam (Veldkamp, 1996a).

In Nederland werd vastgesteld dat residu-gehalten, in het bijzonder DDE en PCB's, in de eieren van Aalscholvers negatief gecorreleerd zijn met de eischaaldikte. DDE was waarschijnlijk de factor die verantwoordelijk was voor de vermindering van de eischaaldikte (Koeman *et al.*, 1972; 1973). Gemiddelde concentraties en individuele maxima van contaminanten in de lever van Aalscholvers bereikten niveaus die beschouwd kunnen worden als een bedreiging voor de individuele reproductie en daardoor voor de populatie als een geheel (Koeman *et al.*, 1973; Dirksen *et al.*, 1991;

Van der Gaag *et al.*, 1991; Platteeuw *et al.*, 1995b). In een goed gedijende Aalschol-verkolonie in de Dordtse Biesbosch in Nederland, gelegen in het sedimentatiegebied van de Rijn en de Maas, werd eind de jaren '80 een zeer laag broedsucces vastgesteld. Er werd afgeleid dat organochloorverbindingen de meest plausibele oorzaak waren : DDE door verdunning van de eischaal en PCB's door directe toxische effecten op het embryo (Dirksen *et al.*, 1991; Dirksen & Boudewijn, 1994; Boudewijn & Dirksen, 1995b). Deze bevindingen illustreren dat Aalscholers als gevolg van het feit dat ze toppredatoren zijn erg gevoelig zijn voor micropolluenten (Veldkamp, 1996a).

6.2. Problemen veroorzaakt door Aalscholers

6.2.1. Algemeen

Aalscholers lijken synoniem te zijn voor schade aan visserij en viskwekerijen. Schade aan viskwekerijen en viscultuur is beter gedocumenteerd dan schade aan visserij (Veldkamp, 1996a). De verliezen op viskwekerijen kunnen substantieel zijn (Steiner, 1988; Muselet, 1991; Osieck, 1991; Zimmerman & Rutschke, 1991; Goyon, 1993). Geschatte verliezen bij viskwekerijen varieerden van 43 % (Im & Hafner, 1984) tot zelfs boven de 90 % in één studie (Moerbeek *et al.*, 1987). Sommige studies op grote meren hebben de visconsumptie van Aalscholers op 2-17 % van het visbestand in die meren geschat (Linn & Campbell, 1992; Martijn & Dirksen, 1991) of op 1,6-2,7 % van de hoeveelheid vis die door de mens in hetzelfde gebied werd gevangen (Linn & Campbell, 1992; Zimmerman & Rutschke, 1991).

Het berekenen van schade veroorzaakt door Aalscholers is niet eenvoudig omdat :

- de volledige vispopulatie gekwantificeerd moet zijn. Meestal is de biomassa en samenstelling van de aanwezige vispopulatie op een bepaalde plaats niet gekend. Vooral in natuurlijke biotopen, zoals rivieren, bestaan lacunes. Op de meeste viskwekerijen daarentegen heeft men meestal wel een duidelijk beeld van de aanwezig vispopulatie(s) (Ulenaers *et al.*, 1994).
- andere bronnen van mortaliteit eveneens gekwantificeerd moeten worden.
- waterecosystemen zeer complex zijn. Meer- en grote rivierecosystemen waarin Aalscholers zich voeden, zijn gewoonlijk onvolledig begrepen (Staub & Ball, 1994).

Daarom is het zeer moeilijk om een causaal verband tussen Aalscholverpredatie (vaak op een variatie aan soorten) en verminderde commerciële opbrengsten (meestal enkele soorten) aan te tonen (Staub & Ball, 1994).

Impact veroorzaakt door Aalscholers op de visserij kan op verschillende inter-relatieve types gebaseerd zijn :

- economisch : veroorzaken een inkomensverlies;
- ecologisch : hebben effecten op habitats, andere soorten of ecotypes;
- gedragsmatig : beïnvloeden het visgedrag, bijvoorbeeld de stress-toestand en aldus mogelijk de conditie en opbrengst van de vissen en mogelijke verjaging naar suboptimale habitats) (Cormorant Position Statement, 1993; Kirby *et al.*, 1996). Dit verschil is niet steeds duidelijk gesteld in rapporten betreffende schadegevallen, en ecologische en gedragsimpacten zijn weinig bestudeerd (Cormorant Position Statement, 1993).

In impactstudies worden Aalscholver-geïnduceerde veranderingen in vis-vis relaties niet in rekening gebracht. Daarnaast zijn er weinig wetenschappelijke bewijzen van schade veroorzaakt door Aalscholvers op de visserij (Veldkamp, 1996a).

De sterkste interactie tussen Aalscholverpredatie en menselijke exploitatie kunnen verwacht worden in gebieden waar visdichtheden hoog zijn door de stockage van vissen, de eutrofiëring van het water of het kuit schieten van de vissen (Veldkamp, 1996a).

6.2.2. Problemen per land

Hoge verliezen, veroorzaakt door Aalscholvers op individuele visserijen (viskwekerijen/visgronden), zijn in een aantal landen aangetoond, voornamelijk in extensieve viskwekerij-gebieden en in de nabijheid van visserij-uitrustingen in meren en kustbaaien. Toch is de precieze economische impact van Aalscholvers op viskwekerijen nog maar weinig in detail onderzocht (Cormorant Position Statement, 1993).

Voor een uitgebreide beschrijving van de problemen per land (uitgezonderd België en nog enkele Europese landen) met betrekking tot de Aalscholverpredatie verwijzen we naar Veldkamp (1996a).

Samenvattend kan gesteld worden dat interferentie van Aalscholverpredatie met menselijke belangen plaatsgrijpt of kan plaatsgrijpen op :

- Paling, Haring, Kabeljauw en Schar in brak water (Denemarken);
- Paling, Baars en Snoekbaars in stilstaande zoetwatermeren (Nederland);
- Karper in gebieden met visvijvers (Frankrijk) en
- Vlagzalm, Grote Marene, Forel en Zalm in stromende waters (Groot-Brittannië, Ierland, Duitsland en Zwitserland).

Indien geen beschermingsmaatregelen genomen worden, kan de impact op viskwekerijen en op de viscultuur van heel Europa, het Midden-Oosten en Noord-Afrika aanzienlijk zijn (Veldkamp, 1996a).

6.2.3. Problemen in Vlaanderen

• Extensieve visteelt :

In 1995 werd een preliminaire analyse van de impact van Aalscholvers op de extensieve visteelt in Vlaanderen uitgevoerd (Belpaire & Verreycken, 1995). Dit gebeurde door een rondvraag te doen bij de beroepsviskwekers naar de omvang van het probleem van het toenemende Aalscholverbestand met betrekking tot de exploitatie van viskwekerijen. Van de 9 aangeschreven beroepsviskwekers heeft één intussen de beroepsactiviteiten stopgezet en van de overigen werden van 5 viskwekers tot op heden (31 oktober 1995) een ingevulde vragenlijst ontvangen. Daarbij lagen de vijf beschouwde viskwekerijen en hun kweekvijvers over heel Vlaanderen verspreid.

Hierbij moet zéér duidelijk de opmerking gemaakt worden dat de geciteerde cijfers afkomstig zijn van de viskwekers zélf en niet van een onafhankelijke persoon of wetenschappelijke instelling !

De vijf viskwekers bezitten samen een totale vijveroppervlakte van 365 ha met een totale jaarlijkse produktie van 207 ton, verdeeld over Voorn (27 %), Karper (Eén- en Tweezomerige) (samen 49 %), Zcelt (10,5 %) en andere soorten (Brasem, Goudkarper, Winde, Goudwinde en Snoek) (samen 13,5 %).

Alle kweekvijvers werden in 1994 bezocht door Aalscholvers met uitzondering van één stockeercentrum in stedelijk gebied. Het aantal aanwezige Aalscholvers varieerde sterk over het jaar maar schommelde dagelijks tussen 10 tot 50 vogels. In specifieke gevallen werden tot 150 Aalscholvers per vijver waargenomen. Volgens de kwekers werden er bijna geen Aalscholverbezoeken in de maand juni vastgesteld.

Volgens de viskwekers kon het totaal produktieverlies door Aalscholverpredatie in 1994 geschat worden op meer dan 61 ton met een gemiddeld produktie- en inkomensverlies van respectievelijk 32 en 20 % en per kweker. Het totaal financieel verlies voor 1994 kon dan geschat worden op 5.275.000 BEF.

Het blijkt dus dat de kwekers grote verliezen ondervonden. In sommige gevallen was er volgens de kwekers sprake van een door de Aalscholver gedecimeerde visstand. De vissen vertoonden volgens de kwekers ook vaak pikwonden en opgejaagde vissen vallen volgens hen ook gemakkelijker ten prooi aan andere visetende vogels zoals Blauwe Reigers en Futen. Bovendien veroorzaakte volgens hen de predatiedruk ook een onrechtstreekse schade doordat de vissen onder stress staan, hetgeen verminderde groei teweegbrengt.

Uit dit cijfermateriaal afkomstig van 5 viskwekers en aannemend dat de ingezonden formulieren representatief zijn voor de volledige visteeltsector (zowel qua Aalscholverschade als qua visproductie), besloten Belpaire & Verreycken (1995) dat : het gemiddeld produktieverlies 32 % bedroeg, wat voor de totale visteeltproductie in Vlaanderen ongeveer 100 ton zou betekenen (voor een bedrag van ca. 8.500.000 BEF). Indien de cijfers van Belpaire & Gerard (1994) aangenomen werden, waarbij gesteld wordt dat de cypriniden- en snoekproductie voor Vlaanderen geschat wordt op 900 ton, dan bedroeg volgens Belpaire & Verreycken (1995) het produktieverlies bijna 300 ton (ca. 25.500.000 BEF).

- Private wateren :

In 1994 werd een studie uitgevoerd naar de impact van Aalscholvers op visbestanden in private wateren in Vlaanderen (Milieucel & V.V.H.V., 1995). Dit gebeurde door een rondvraag te doen bij private viswaterbeheerders naar de omvang van het probleem van het toenemende Aalscholverbestand met betrekking tot de exploitatie van privaat beheerde waters. Deze eigenaars zijn aangesloten bij de Milieu-Service van de Milieucel V.V.H.V.

Ook hierbij moet duidelijk opgemerkt worden dat de geciteerde cijfers afkomstig zijn van de viswaterbeheerders zelf en de conclusies van de opstellers van het rapport en niet van een onafhankelijke persoon of wetenschappelijke instelling !

In totaal werden 140 inlichtingsbladen verzonden. De totale omvang van de impact op de private viswateren kon echter niet worden geschat omdat het om een steekproef ging. Van de 140 formulieren werden er 43 teruggestuurd (= 30,7 %), waarvan 18 met vermelding van schade veroorzaakt door predatie van aalscholvers (= 41,9 %) en 25 met vermelding van geen schade. Indien men zou veronderstellen dat de niet teruggezonden formulieren betrekking hebben op vijvers die geen schade ondervinden door predatie van aalscholvers, dan bedraagt het aantal schadevermeldingen 12,9 %.

Volgens Milieucel & V.V.H.V. (1995) heeft de impact van de predatie door aalscholvers op het visbestand in private wateren zowel economische als ecologische gevolgen. Ze vermelden dat uit hun steekproef blijkt dat de impact van dergelijke

predatie zeer groot is al kunnen alleen schattingen van verlies aan vis worden gemaakt : de schattingen variëren van 20 % tot meer dan 70 % op jaarbasis.

Op een gesloten water met beheer ten behoeve van de vliegvisserij (reservoir fishing) is volgens Milieucel & V.V.H.V. (1995) de financiële schade het duidelijkst aantoonbaar. De uitgezette forellen vallen praktisch volledig ten prooi aan de foeragerende Aalscholvers.

Voor grote wateren waar een broed- en overwinteringspopulatie van Aalscholvers aanwezig is, kan de ecologische en economische impact volgens Milieucel & V.V.H.V. (1995) eveneens zeer groot zijn. De impact op kleinere waters, die hetzij continu, hetzij sporadisch door Aalscholvers worden bezocht om te foerageren, is volgens hen sterk verschillend. In sommige gevallen gaat het autochtone visbestand sterk achteruit. De inspanningen, die werden geleverd om bedreigde vissoorten meer kansen te geven worden door de predatie van de Aalscholvers te niet gedaan. De financiële schade is in dit geval minder belangrijk, doch de ecologische schade door de predatie op de kleinere visfractie en in het bijzonder de voornpopulaties is zeer groot. In andere wateren waar met een bepotingsbeleid de voornstand wordt ondersteund, ziet men het bepotingseffect teniet gedaan door de predatie van de Aalscholvers.

Volgens Milieucel & V.V.H.V. (1995) is een verzoening tussen het behoud van de aalscholverpopulatie en het visserijbeleid enkel mogelijk door schadeloosstelling van de visstandsbeheerder. De huidige ondersteuning van het visbestand en het autochtone visbestand lijden sterk onder de predatie van de Aalscholvers. De ecologische schade is echter moeilijk aantoonbaar en nauwelijks te vertalen naar financiële verliezen.

Verder zijn ons geen andere studies over problemen met Aalscholverpredatie in Vlaanderen bekend.

7. ECOLOGISCHE EFFECTEN

7.1. Algemeen

De discussie rond Aalscholvers concentreert zich vooral op de economische impact die de vogel veroorzaakt in viskwekerijen, visculturen en visserij. Dit is echter slechts één facet van de impact van Aalscholvers. Als vispredatoren vervullen Aalscholvers een belangrijke rol in de hogere trofische niveaus van veel zout- en zoetwaterecosystemen. Er is nog maar weinig onderzoek verricht naar het beschrijven van de effecten van Aalscholvers op de ecosystemen van meren, rivieren of ondiepe mariene kusthabitats (Veldkamp, 1996a).

7.2. Predatie op geïnfecteerde vis

Aalscholvers vangen relatief meer geïnfecteerde vissen dan gezonde, omdat deze een verminderde zwemcapaciteit vertonen waardoor ze een gemakkelijkere prooi vormen (Staub & Ball, 1994; Veldkamp, 1996a).

In de Wanneperveen-kolonie in Nederland was 15-30 % van de Blankvoorns gevangen door Aalscholvers, besmet met de lintworm *Lingula intestinalis*, terwijl van de Blankvoorns die door vissers gevangen werd slechts 6,5 % geïnfecteerd was (Van

Dobben, 1952). In Denemarken werd vastgesteld dat Wijting en Kabeljauw gevangen als prooi een hogere aantal van de parasiet *Lernaeocera branchialis* bevatten (Hald-Mortensen, 1995).

7.3. Aalscholvers als overdragers van visziekten

Aalscholvers kunnen eindgastheer zijn van bepaalde visparasieten (o.a. Cestoda en Digenea). Ten gevolge van hun foerageer- en migratiegedrag zouden zij visziekten (waaronder ook bacteriën en virussen) van de ene naar de andere vispopulatie kunnen overbrengen. De mate waarin Aalscholvers of andere watervogels hiervoor verantwoordelijk kunnen zijn, is echter zeer moeilijk kwantificeerbaar. Immers ook zoogdieren en mensen kunnen zulke verspreidingen in de hand werken. Voorts kunnen Aalscholvers vissen kwetsen of stress veroorzaken, en op die manier microbiële infecties in de hand werken (EIFAC, 1988).

Verschillende wormen werden aangetroffen in Aalscholvers die geschoten werden op drie plaatsen in Ierland. De meerderheid (21) van de 23 gevonden taxa vertonen levenscycli waarbij intermediaire stadia van de parasiet in vissen voorkomen en waarvan de meeste als zoetwatertypes gekend of verondersteld zijn. Deze Ierse studie toont dat de Aalscholver de levenscyclus voor bepaalde parasieten die vissen infecteren (zoals *Diplostomum* sp., *Posthodiplostomum cuticola*) kan sluiten (McCarthy *et al.*, 1993).

Door het schieten van Aalscholvers bij de Traun-rivier in Bavaria werd vastgesteld dat 14 individuen geïnfecteerd waren met de nematode *Contracaecum spiculigerum*. Er werd verondersteld dat Aalscholvers een rol kunnen spelen in het infecteren van plaatselijke vispopulaties met deze parasiet (Graf zu Törring-Jettenbach *et al.*, 1995).

In Denemarken wordt de Aalscholver vernoemd als potentiële verspreider van de Palingparasiet *Anguillicola crassus* (Boëtius, 1993).

Een oorzakelijke relatie tussen de aanwezigheid van visziekten en Aalscholvers werd tot nu toe nog niet wetenschappelijk aangetoond (Veldkamp, 1996a).

7.4. Aalscholvers als vernielers van bossen

De nestbomen van Aalscholvers kunnen hinnen enkele jaren vernietigd worden, deels ten gevolge van de grote hoeveelheid uitwerpselen met veel nutriënten, deels doordat de vogels systematisch alle uiteinden van de takken afplukken voor de bouw van hun nesten (Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1983; Veldkamp, 1996a). Wanneer een kolonie langer bestaat, worden de nestmogelijkheden in de al langer gebruikte bomen als gevolg van het afsterven van de bomen minder. Dit kan een verplaatsing van de kolonie naar nieuwe nestbomen tot gevolg hebben. Ook kunnen lagere nestplaatsen gekozen worden. Hierdoor kan de gemiddelde nesthoogte geleidelijk dalen (Boudewijn *et al.*, 1988).

Indien een bos speciale landschappelijke, culturele of botanische waarden heeft, kan het gebruik door broedende en rustende Aalscholvers een probleem vormen. Als gevolg van de bemesting door Aalscholvers zal zich vaak een sterk stikstofminnende vegetatie onder de nestbomen ontwikkelen. Omdat Aalscholverkolonies een beperkte oppervlakte hebben, is in het algemeen het gevaar voor bossen beperkt (Veldkamp, 1996a).

7.5. Toe- of afname van de nutriëntenbelasting van waters

Aalscholvers nemen het grootste deel van hun verteerde voedsel op, waarbij het uitscheiden van faeces en urine afhankelijk is van de snelheid van voedselconsumptie. Via de uitwerpselen vinden stikstofaanrijking en andere guano-effecten plaats, die vernietigende effecten kunnen hebben op de trofische omstandigheden van het water (Gere & Andrikovics, 1986). Doordat het voedsel uit het water wordt gehaald en de uitwerpselen (ten minste voor een gedeelte) op het land worden geproduceerd, kunnen anderzijds nutriënten aan de voedselgronden van de vogels worden onttrokken (Veldkamp, 1996a).

Niettegenstaande Aalscholvers nutriënten uit hun voedselgronden onttrekken, concentreren zich massa's nutriënten uit de uitwerpselen van de vogels rond rustplaatsen en broedkolonies. De guano-productie door een kolonie van 2660 paar Aalscholvers in het Naardermeer in Nederland werd in 1984 op 65.8345 kg drooggewicht geschat. Deze produktie resulteerde in een nutriëntenbijdrage van 66 kg totaal P per ha en per jaar en 494 kg N per ha en per jaar in een kolonieoppervlakte van 20 ha. De uitspoeling van guano verhoogde de N en P-concentratie in het omliggende water gedurende het broedseizoen. De faecale vervuiling door de bacterie *Escherichia coli* was hoog in het omliggende water van de kolonie in de maand juli, maar onbestaande in de maand november (Denneman & De Vries, 1985).

7.6. Vermindering van zoöplanktivore vis

Tengevolge van eutrofiëringsprocessen zijn veel zoetwatermeren troebel geworden. Onder deze omstandigheden zijn Brasem en Blankvoorn de meest algemene karperachtigen. Door vermindering van de nutriëntenbelasting kunnen vegetatie-arme, brasem-gedomineerde waters in theorie veranderen in vegetatierijke waters met Snoek, Rietvoorn en Zeelt. Wanneer de nutriëntenbelasting verminderd is, blijft het water echter vaak troebel als gevolg van de efficiënte predatie op zoöplankton (watervlooien) door de dominante karperachtigen. Aanzienlijke vermindering van het visbestand kan een belangrijk hulpmiddel zijn in het herstel van de ecosystemen van ondiepe meren. Deze maatregelen zullen waarschijnlijk een grote impact hebben op de productiviteit van de waters en eventueel zal een verminderde visproductie de reproductie van Aalscholvers beïnvloeden (Hosper & Jagtman, 1990).

In Nederland werden reeds veel inspanningen gedaan om de populatie van zoöplanktivore vissen te reduceren met het oog op een vermindering van de turbiditeit en een stimulatie van de vegetatiegroei (Van Nes *et al.*, 1992). Projecten op kleine schaal hebben soms bevredigende resultaten gegeven (Hosper *et al.*, 1992). Bij projecten op grotere schaal daarentegen werden enkel tijdelijk voordelige effecten vastgesteld. Doordat karperachtigen vaak het hoofdvoedsel van Aalscholvers zijn, kan massale predatie het ecosysteem van intensief bezochte meren positief beïnvloeden. Door predatie van zeer veel zoöplanktivore vis wordt de algengroei afgeremd (Rüger, 1993; Van Eerden & Zijlstra, 1995; Veldkamp, 1994; 1995).

7.7. Interacties met andere visetende vogelsoorten

Nieuwe vestigingen van Aalscholvers gebeuren vaak in kolonies van Blauwe Reigers. Er kan daardoor enige competitie voor nestplaatsen optreden en soms worden nesten van Blauwe Reigers overgenomen door Aalscholvers. Er is geen enkel afdoend bewijs dat de aanwezigheid van Aalscholvers een negatieve invloed op het aantal broedende Blauwe Reigers zou hebben (Veldkamp, 1996a). Wel werden bijvoorbeeld in de Blankaart in Diksmuide (West-Vlaanderen) al verschuivingen van broedende Blauwe Reigers naar andere nestbomen als gevolg van de aanwezigheid van broedende Aalscholvers vastgesteld (Devos pers. med.)

De predatiedruk op waters kan in gebieden waar grote aantallen Aalscholvers foerageren nogal hoog zijn. Men zou competitie met andere visetende vogels verwachten. In de meren rond de Wanneperveen-kolonie in Nederland werd de visconsumptie in 1992 op tenminste 60 kg per ha geschat (Veldkamp, 1994). Ondanks de intensieve exploitatie door Aalscholvers, zijn de meren nog aantrekkelijk voor de Fuut *Podiceps cristatus*. Zo was er in de laatste 10 jaar een toename van het aantal broedparen op het Beulakerwiede-meer (ca 1000 ha) (Veldkamp, 1996ab). In januari '95 verbleven gedurende weken uitzonderlijk hoge aantallen van Nonnetje *Mergus albellus* en Grote Zaagbek *Mergus merganser* op het Beulakerwiede-meer. Ze werden samen met Aalscholvers sociaal foeragerend waargenomen. Er werd verondersteld dat het meer voor deze vogels aantrekkelijk was omdat er een verschuiving in de lengtesamenstelling van de vissen in het meer was opgetreden (Overdijk & Veldkamp, 1995). Ten gevolge van ernstige Aalscholverpredatie kwamen zeer veel kleine vissen (< 15 cm) voor, waarbij deze de niches opvulden die vrijgekomen waren door de sterke predatie op vissen met lengtes tussen 15 en 25 cm (Klinge *et al.*, 1994).

7.8. Beïnvloeding van de soortensamenstelling van het visbestand

Bij impactstudies worden Aalscholver-geïnduceerde veranderingen in vis-visrelaties niet in rekening gebracht (Veldkamp, 1996a). Paling en Brasem bijvoorbeeld kunnen in competitie treden voor hun meest voorkomende voedselorganismen (Lammens *et al.*, 1985). Door soms grote hoeveelheden Brasem in Noordwest-Overijssel in Nederland weg te nemen, zal de competitie afnemen waardoor Aalscholverpredatie de groei van Paling zal verbeteren. In het IJsselmeer geldt hetzelfde voor Pos en Paling (Veldkamp, 1996a).

In waters met een hoge predatiedruk van Aalscholvers kan de lengtesamenstelling van het visbestand beïnvloed worden. Jaarklassen met oudere vissen zullen relatief gezien meer te lijden hebben van verliezen dan jaarklassen met jongere. In het algemeen hebben Aalscholvers geen invloed op de soortensamenstelling van het visbestand (Veldkamp, 1996a).

7.9. Invloed op bedreigde vissoorten

Er is geen bewijs dat Aalscholvers een werkelijke gevaar zijn voor bedreigde vissoorten. In Nederland zijn Beckprik *Lampetra planeri*, Bittervoorn *Rhodeus sericeus amarus*, Elrits *Phoxinus phoxinus*, Gestippelde Alver *Alburnoides bipunctatus*, Grote Modderkruiper *Misgurnus fossilis*, Kleine Modderkruiper *Cobitis taenia*, Bempje *Noemacheilus barbatulus*, Meerval *Silurus glanis* en Rivierdonderpad be-

scherm (OVB, 1992). De meeste van deze soorten werden nooit in het voedsel van Aalscholvers in Nederland aangetroffen. Enkel Beekprik werd door Kortlandt tweemaal in de Lekkerkerk-kolonie in mei 1941 gevonden toen deze soort nog veel algemener was dan tegenwoordig (Van Dobben, 1952). De Rivierdonderpad is de enige 'rode lijst' soort die in enkele dieetstudies werd gevonden en dan nog maar enkele exemplaren (Veldkamp, 1996a).

In Zwitserland zijn *Zingel asper*, Beekprik, Fint *Alosa fallax lacustris*, Zeeforel *Salmo trutta lacustris*, *Salmo trutta marmoratus*, Beekridder, Vlagzalm, Gestippelde Alver, Barbeel spec. *Barbus barbus plebejus*, *Barbus meridionalis*, Sneep, *Chondrostoma soetta*, *Chondrostoma toxostoma*, Vetje, *Leuciscus souffia souffia*, *Leuciscus souffia agassizi*, Bittervoorn, Grote Modderkruiper, Kleine Modderkruiper, *Blennius fluviatilis* en *Padogobius panizzai* bedreigd, sterk bedreigd of zelfs bijna uitgestorven (Pedroli & Zaugg, 1995). Het grootste deel van deze soorten werden in dit land nooit in het voedsel van overwinterende Aalscholvers aangetroffen. Enkel de algemene soorten Forel, Vlagzalm, Barbeel en Sneep werden in het dieet van Zwitserse Aalscholvers vastgesteld. Met uitzondering van Sneep, zijn deze soorten niet beschermd en mogen door de mens gevangen worden (Veldkamp, 1996a).

7.10. Besluit

Aalscholvers beïnvloeden op verschillende manieren het habitat waarin ze leven. Met uitzondering van de vernietiging van bossen (op kleine schaal) waarin de vogels broeden en een bijdrage tot de eutrofiëring in de nabijheid van grote kolonies (zoals het Naardermeer in Nederland), zijn er tot dusver geen aanwijzingen dat Aalscholvers 'grote ecologische schade' veroorzaken. Er zijn ook aanwijzingen dat de aanwezigheid van Aalscholvers in bepaalde gevallen een positief effect op de waterkwaliteit kunnen hebben (Veldkamp, 1996a).

8. METHODEN OM SCHADE TE VOORKOMEN OF TE VERMINDEREN

8.1. Inleiding

In Europa maar ook daarbuiten werden reeds een groot aantal methoden ter preventie van schade door Aalscholvers op viskwekerijen en de visserij toegepast en op hun efficiëntie getest. Hier wordt een overzicht gegeven van de types en toepasbaarheid van de mogelijke opties om predatie door Aalscholvers te verminderen of toch in zekere mate te voorkomen. Naast de beschrijving van de methoden worden ook de opgedane ervaringen met elke methode geschetst (effecten, voor- en nadelen, ed.).

Schadepreventiemethoden op nationaal niveau hebben tot doel om de populatiegroei op langere termijn te verminderen, terwijl deze op lokaal niveau meer bedoeld zijn om plaatselijke commerciële belangen en individuele plaatsen te beschermen.

8.2. Schadepreventiemethoden op nationaal niveau

8.2.1. Vernietiging van vogels

Het doden van vogels door middel van afschot, vergiften, strikken, klemmen enz. behoort tot de zogenaamde repressieve methoden. De meest algemeen toegepaste vernietigingswijze is afschot (Lucas, 1987).

De vernietiging van Aalscholvers, zowel adulten als nestjongen, met het doel de populatiegroei te controleren, gebeurde reeds in een aantal landen in Europa met name o.a. in Tsjechië, Denemarken, Duitsland, Nederland, Noorwegen, Polen en Zweden.

- Tsjechië :

In Tsjechië werden de meest recente vestigingen ontmoedigd door het systematisch verjagen van de vogels gedurende de periode van de eileg. Er werden eveneens pogingen ondernomen om het aantal nestjongen te verminderen. Daarenboven is de jacht op het hele grondgebied gedurende het hele jaar toegestaan met uitzondering van de onmiddellijke omgeving van twee beschermde hoofdkolonies (Janda, 1993; Lindell *et al.*, 1995).

- Denemarken :

Na de hervestiging van Aalscholvers in Denemarken werd een eerder groot deel van de nestjongen in de enige kolonie op een geïsoleerd eiland tot in de jaren '70 doodgeschoten. Wanneer deze controle van populatiegroei stop werd gezet, nam de Aalscholver-populatie toe en vestigden zich elders in Denemarken nieuwe kolonies. In de jaren '80 werden in één kolonie nog een aantal nestjongen gedood, maar deze poging was niet succesvol. Wel gebeurden er tijdens de jaren '70-'90 nog illegale vernietigingen van eieren en jongen (Veldkamp, 1996a).

In 1994 en 1995 werden toelatingen gegeven om Aalscholvers op zes locaties weg te jagen door elk jaar adulte vogelste schieten met de bedoeling om de vestiging van nieuwe kolonies te verhinderen. Dit type van verjaging is succesvol gebleken (Veldkamp, 1996a).

- Duitsland :

In voormalig Oost-Duitsland werden reeds in de jaren '60 en '70 maatregelen, zoals afschot van adulte vogels, genomen om de populatiegroei te verminderen. In de jaren '80 bleken deze maatregelen niet voldoende om de toenamesnelheid te reduceren. In de hoop het gewenste effect te verkrijgen, werden nieuwe kolonies vernietigd en werden adulten en jongen in bestaande kolonies geschoten. In visvijvergebieden werden eveneens Aalscholvers weggejaagd door afschot (Zimmermann & Rutschke, 1991; Zimmermann, 1993).

Bij kleine kolonies was het effect van de genomen maatregelen soms aanzienlijk : sommige kolonies werden zelfs verlaten. Nochtans kon geen effect op het niveau van de totale Oost-Duitse populatie bekomen worden. Wanneer een slaapplek gevestigd was, hield afschot Aalscholvers alleen voor een aantal dagen of slechts voor een aantal uren weg van behandelde viskweekstocks in de omgeving. Wanneer het

aantal vogels op een bepaald niveau gestagneerd was, bleef bij het afschieten het aantal zelfs constant. De weggefallen plaatsen werden immers bijna onmiddellijk terug opgevuld. Afschot van vogels bracht dus geen economische voordelen met zich mee (Zimmermann & Rutschke, 1991; Zimmermann, 1993).

- Nederland :

Gedurende de Tweede Wereldoorlog werden controlemaatregelen genomen om het aantal Aalscholvers in Noordwest-Overijssel te beperken. Deze bestonden uit het doden van nestjongen en het afschieten van de adulte vogels bij de voedselgronden. Ondanks de zeer strenge maatregelen (er werden tenminste 13.400 vogels gedood in de periode 1941-44) bleef in NW-Overijssel het aantal broedparen op hetzelfde niveau (Veldkamp, 1996a).

De sterke afname van de soort na de oorlog kan hoogstwaarschijnlijk toegeschreven worden aan het gebruik van persistente pesticiden in de landbouw en een reductie van het voedselgebied (Veldkamp, 1986).

- Noorwegen :

In de periode 1971-79 werden elke winter ca. 20.000 Aalscholvers en Kuifaalscholvers *Phalacrocorax aristotelis* geschoten. Dit afschot bleek geen afdoende resultaten op te leveren, want het aantal overwinteraars en broedgevallen stabiliseerde zich niet (Barret & Vader, 1984).

- Polen :

In Polen was de Aalscholver tot 1987 wettelijk beschermd. Afschot van vogels op basis van vergunningen was enkel op viskwekerijen toegestaan, maar nochtans werden op sommige plaatsen illegaal nesten vernield. Het aantal dat mag geschoten worden, wordt elk jaar door het Ministerie van Milieu en Bescherming van Natuurlijke Bronnen bepaald (Lindell *et al.*, 1995).

Tot nu toe werd nog geen duidelijke invloed van deze activiteit op het aantal vogels vastgesteld. Chaotische verstoring in de broedkolonies zou zelfs de verspreiding van Aalscholvers kunnen versnellen. De groei van het aantal Aalscholvers in Polen (jaarlijks 14 % in 1981-92) is wat lager dan in sommige buurlanden wat mogelijk het gevolg is van menselijke vervolging (Przybysz *et al.*, 1996).

- Zweden :

In de periode 1989-91 werden illegaal maatregelen getroffen tegen de Aalscholvers : kolonies (met grondbroedplaatsen) werden vernietigd en nestjongen en adulte vogels in broedkolonies werden doodgeschoten. In 1991 werd met toelating van de lokale overheid één kolonie vernietigd (Lindell *et al.*, 1995). Elk seizoen worden nog steeds verschillende kolonies door vissers illegaal vernietigd. Nestjongen worden doodgeschoten, eieren en nesten vernield en broedbomen omgehakt.

Tot 1 januari 1995, wanneer Zweden de Europese Unie vervoegde, was er een jachtseizoen van eind augustus tot en met februari, maar daarnaast kan lokaal ook in maart en van mei tot en met eind augustus gejaagd worden met speciale vergunningen. Jacht door vissers met het doel de Aalscholver-aantallen onder controle te krij-

gen gebeurde zonder rekening te houden met het jachtseizoen (Lindell, 1996). Ondanks het feit dat er nu geen jachtseizoen voor Aalscholvers meer geopend is, is beperkte jacht met vergunningen toegestaan van januari tot begin april en van eind augustus tot en met september.

Vissers uit bepaalde provincies in Zweden hebben de toelating om Aalscholvers dood te schieten binnen 200 m van statische visnetten. Gereguleerde jacht door vissers uit deze streken is eveneens toegestaan van begin april tot en met eind augustus. De jacht op Aalscholvers is voor deze vissers verboden in oktober, november en december. Ongeveer een duizendtal vogels worden gedurende het broedseizoen gedood. Het is niet bekend of dit legale afschot enig merkbaar effect op de potentiële groei van de Zweedse Aalscholverpopulatie heeft (Lindell *et al.*, 1995).

8.2.2. Behandeling van eieren

De behandeling van eieren met het doel de populatiegroei te verminderen kan gebeuren door een klein gaatje te maken in elk ei. Dit werd in twee Deense kolonies toegepast in 1994. Het resultaat was dat de vogels de kolonie na enkele dagen verlieten of dat de produktie van nestjongen zeer laag was waardoor de mogelijkheid bestond dat de vogels het volgende jaar niet meer naar de kolonie terugkeerden. Andere behandelingen zijn het met inerte minerale olie besproeien van de eieren of de eieren gewoon uit de nesten verwijderen. Na 1994 werd in Denemarken voor enkel deze types van behandeling de toelating gegeven (Bregnballe & Asbirk, 1995).

De behandeling van eieren kan gebruikt worden om de hervestiging van nieuwe kolonies te voorkomen als een alternatief voor het doodschieten van adulte vogels in de kolonie (Veldkamp, 1996a).

8.3. Schadepreventiemethoden op lokaal niveau

8.3.1. Vermindering van predatie op zaknetten en palingfuiken

In Denemarken werd onderzoek verricht naar het plaatsen van een bedekkingsnet over de fuik van een zaknet om na te gaan of dit de predatie door Aalscholvers verminderde. Analyses van de observaties van de activiteit van Aalscholvers gaven geen significant effect van het aanbrengen van het bedekkingsnet op zowel het totaal aantal Aalscholvers aan het net als op het aantal duiken door Aalscholvers binnenin de fuik. De totale vangst van het zaknet was laag waarbij geen duidelijke verschillen voor het totale aantal vis gevangen met of zonder het bedekkingsnet konden onderscheiden worden (Cornelisse & Christensen, 1993). Bij een meer recent experiment werden anti-predator netten onder water in de fuik van het zaknet geplaatst. Met deze methode kon de consumptie door Aalscholvers in een zaknet significant gereduceerd worden (Veldkamp, 1996a).

Om de predatie en schade aan vissen in palingfuiken te verminderen bleek het opstellen van netten met kleine mazen of plasticen buizen rond het einde van de fuien succesvol te zijn (Bregnballe & Asbirk, 1995).

8.3.2. Bescherming van de viscultuur

- Beperking van de toegankelijkheid van viskweekvijvers :

a) Bedrading

Bedrading van viskweekvijvers maakt het voor Aalscholvers moeilijker om erop te landen en maakt het zelfs nog moeilijker om terug op te stijgen. Hoog aangebrachte draden blijken grote groepen af te schrikken om op een vijver te landen (Moerbeek *et al.*, 1987). Er zou vooral een afschrikkende werking van het per ongeluk raken van de draad zijn (Lucas, 1987).

Draden worden in diverse patronen over vijvers of vijvercomplexen gespannen, zoals parallel, kruisgewijs en in 'circusvorm' (Van Vessem, 1981; Osieck, 1983). Gebruikte materialen zijn nylon, perlon en plastic. Als onderbouw voor de draadpatronen worden diverse typen van buisconstructies gebruikt. Op kleine kwekerijen kunnen de draden aan steundraden (verzinkt staaldraad, gegalvaniseerd ijzerdraad) bevestigd worden die gespannen zijn tussen palen die op de vijverdammen staan, hoog genoeg (3 meter) om werkzaamheden niet te hinderen. Bij Aalscholvers is vastgesteld dat de draden zo dicht bij elkaar gespannen dienen te worden dat er een fysieke barrière ontstaat (Lucas, 1987).

Deze methode werd met wisselend succes toegepast (Kirby *et al.*, 1996). Im & Hafner (1984) meldden dat hoog aangebrachte draden die 20 m van elkaar geplaatst waren efficiënt waren tegen Aalscholvers maar dit was zeker niet het geval bij vijvers in Nederland (Moerbeek *et al.*, 1987). Wanneer een vijver zeer aantrekkelijk is voor vogels (hoge visdichtheden) zullen ze snel leren om de botsingen met de bedrading te vermijden en zich er aan aan te passen door bijna horizontaal tegenover het wateroppervlak te landen en op te stijgen (Moerbeek *et al.*, 1987; Triollet, 1993). De vogels kunnen de vijver zelfs te voet bereiken en op dezelfde manier verlaten.

Alhoewel draden Aalscholverpredatie kan verminderen wanneer er andere aantrekkelijke gebieden in de nabijheid zijn, is bedrading geen oplossing voor gebieden met een belangrijke viscultuur. Daarbij is de methode niet selectief : het beperkt eveneens de toegankelijkheid van vijvers voor andere vogelsoorten die geen schade verrichten (Triollet, 1993).

b) Netten

Hierbij zijn verschillende manieren van deze mechanische bescherming mogelijk : totale afscherming of inkooiing door benetting of ingazing en het creëren van partiële refugia (Lucas, 1987).

Netten kunnen vijvers onbereikbaar maken voor Aalscholvers en kunnen daardoor zeer effectief zijn in het reduceren van schade. Desondanks kunnen enkel kleine vijvers overspand worden met netten of gaas en de kosten voor deze methode zijn hoog. Het feit dat vijvers niet alleen voor Aalscholvers maar ook voor andere vogels ontoegankelijk worden gemaakt is een belangrijk nadeel van deze methode (Lucas, 1987; Triollet, 1993). Daarenboven is er kans op het verongelukken of invangen van vogels. In verband met ijsvorming en bijvoorbeeld storm, waardoor breuk kan ontstaan, dienen de netten van een goede kwaliteit te zijn (Lucas, 1987).

Bij partiële refugia wordt slechts een klein gedeelte van een vijver afgeschermd met netten langs de oevers. De vissen verlaten de afscherming pas als de

kritische schadepriode voorbij is, en ook daarna kan het nog als refugium dienst doen bij intensieve predatie. Maar bij onvoldoende afsluiten kunnen Aalscholvers het refugium vanaf de vijverdammen binnendringen (Lucas, 1987). Daardoor is deze methode niet erg geschikt voor predatie tegen Aalscholvers.

Rijen van staande nylonnetten met een maaswijdte van 10-12 cm op afstanden van ca. 3 m van elkaar kunnen ongetwijfeld voor een groot deel Aalscholverpredatie verminderen. De netten moeten dicht tegen de bodem bevestigd zijn zodat Aalscholvers niet van het ene naar het andere compartiment kunnen duiken. De parallelle rijen moeten afgesloten worden met kruiselingse netten om het 'slalom' jagen te verhinderen. Kosten voor zulke benetting worden geschat op 60.000 BEF per ha (Reichle, 1994).

c) Onderwater anti-predator netten in gesloten viskwekerijen

Uit onderzoek in Schotland is gebleken dat onderwater anti-predator netten duidelijk de schade verminderen die door Aalscholvers is veroorzaakt maar ze waren in geen geval volledig doeltreffend (Carss & Marquiss, 1992). Om Aalscholverpredatie te minimaliseren zouden onderwater anti-predator netten van het bag-type moeten zijn, die bescherming biedt aan alle vier de zijden van de bodem van de kooi (Carss, 1990).

■ Beperking van de aantrekkelijkheid van viskweekvijvers :

a) Schuilplaatsen voor vissen

Er is gesuggereerd dat dichte vegetatie in visvijvers Aalscholverpredatie kan beperken omdat vissen zich tussen de planten kunnen verschuilen. Er is geen bewijs in de literatuur te vinden dat dit zou kunnen werken. Artificiële schuilplaatsen welke voor vissen toegankelijk zijn maar niet voor Aalscholvers kunnen werken. Tot nu toe werden daarop geen experimenten uitgevoerd (Trolliet, 1993a; Kirby *et al.*, 1996).

In België werd onlangs de bouw van kleine vloftende eilandjes bedacht. Het is een polystyreenplaat waaraan zijdelings onder water langs 2 of 4 zijden een licht metalen gaas wordt bevestigd waardoor de vissen kunnen wegglijpen en ontkomen aan duikende Aalscholvers die hen willen achtervolgen. Boven op de platen kunnen waterplanten aangebracht worden in een uitgesneden gleuf, waardoor het geheel het uitzicht krijgt van een drijfijl (Arnhem, 1995).

b) Beperking van de foerageermogelijkheden voor Aalscholvers

Een hoge troebelheid van het water kan het succesvol foerageren van oogvisers als Aalscholvers beïnvloeden (Moerbeek *et al.*, 1987) en in situaties waar de turbiditeit gemanipuleerd kan worden, kan dit een bruikbaar middel tegen Aalscholverpredatie zijn (Feare, 1988). Zo zou bij de kweek van pootvis het water troebel kunnen gemaakt worden door het kunstmatig of uitzetten van bodembewerkende vissoorten als Zeelt en Karper, zoals nu al tot op bepaalde hoogte wordt gedaan tegen draadalgvorming (Lucas, 1987).

Deze methode kan echter wel nefast zijn voor sommige waterplantenvegetaties. De verhoogde troebelheid kan ook een negatieve invloed hebben op de waterkwaliteit. Als reactie op de verhoogde troebelheid kunnen Aalscholvers meer in groep gaan jagen dan solitair (Devos pers. med.).

c) **Aanpassing van het stockeren en het oogsten van de vissen aan de aanwezigheid van Aalscholvers**

In gebieden waar Aalscholvers niet broeden, kan schade aan de viscultuur gereduceerd worden door het stockeren van de vissen nadat de Aalscholvers naar hun broedgebieden vertrokken zijn en door het oogsten voordat de overwinterende Aalscholvers terug aangekomen zijn (Kirby *et al.*, 1996; Veldkamp, 1996a). Deze methode kan nadelige effecten hebben op het succes van de geogste vissen doordat een deel van het groeiseizoen gemist wordt (Lucas, 1987; Kirby *et al.*, 1996).

d) **Aanbieden van vis met een lage economische waarde**

Een andere potentiële controlestrategie is het gebruik van bufferprooi-populaties (Lucas, 1987; Mott & Boyd, 1995). Hierbij worden economisch minder waardevolle 'buffervis' gemengd tussen de economisch belangrijke vis of in aparte poelen rondom viskweekvijvers geplaatst waardoor Aalscholvers afgeleid worden (Barlow & Bock, 1984).

Het voorzien van alternatieve (lage commerciële waarde) voedselbronnen is succesvol gebleken (Marquiss & Carss, 1994). Nadelen van deze vorm van schadebestrijding is de kans dat het aantal Aalscholvers toe kan nemen door de hoger dichtheid van potentiële prooi, een mogelijk verlies aan productiecapaciteit en het feit dat kweekgelegenheid voor buffervis vrijgemaakt moet worden (Draulans, 1987; Lucas, 1987).

e) **Aanbieden van alternatieve voedselgebieden**

Er werd gesuggereerd dat de impact verminderd kan worden wanneer alternatieve voedselgebieden binnen viscultuurgebieden gecreëerd kunnen worden. Daar kunnen Aalscholvers toegelaten worden om te foerageren zonder door de mens lastig gevallen te worden (Shirihai, 1996).

In Groot-Brittannië werd, in vergelijking met het conflict tussen ganzen en landbouw, de bepaling van alternatieve voedselgronden voorgesteld als een mogelijke oplossing voor de predatiedruk van Aalscholvers (zie bijvoorbeeld Owen & Pienkowski, 1991). Dit concept werd nog niet volledig bekeken in relatie tot visetende vogels. Deze alternatieve voedselgronden zouden gesitueerd kunnen zijn binnen of dichtbij gebieden waar Aalscholvers ernstige problemen menen te veroorzaken. Ze kunnen gestockeerd worden met vissen van een lage economische waarde. Dit wordt uitvoerbaar en leefbaar geacht wanneer vastgesteld zou worden dat Aalscholvers zich hoofdzakelijk in deze alternatieve gebieden voeden, tenzij als eerste keus, tenzij nadat ze weggejaagd zijn van nabij gelegen visvijvers (Kirby *et al.*, 1996).

• **Afschrikkingsmiddelen :**

Een variatie aan afschrikkingsmiddelen worden gebruikt om Aalscholvers op visvijvers te reduceren. In de meeste gevallen zullen grotere zwermen van visetende vogels gemakkelijker weg te jagen zijn van vijvers dan kleine verspreide aantallen. Bij het gebruik van de afschrikkingsmethoden zal een vermindering van het aantal foeragerende Aalscholvers verwacht worden, maar niet noodzakelijk een totale afwezigheid van de soort op de visvijvers. De afschrikkingsprogramma's zouden moeten

beginnen voordat bij de vogels regelmatige voedingsgewoonten vastgesteld worden. Hoe langer zij de gewoonte hebben om op een vijver te foerageren, hoe moeilijker het is om hen weg te jagen. Het is aangeraden om de vogels af te schrikken voordat ze landen (Veldkamp, 1996a).

a) Akoestische afweermiddelen

De respons op akoestische afweermiddelen neemt af met de frequentie en de duur van het gebruik (Slater, 1980). Aanbevolen worden : een zo beperkt mogelijk gebruik (alleen als er werkelijk schade is), afwisseling, tijdelijke versterking en ondersteuning door andere (visuele) middelen. De stimuli moeten gemakkelijk localiseerbaar zijn en van dichtbij komen. In tegenstelling tot visuele middelen kunnen deze methoden 's nachts wel werkzaam zijn (Lucas, 1987).

– Vuurwerk en gaskanon

Knalvuurwerk, raketvuurwerk, fluitpatronen en voetzoekers kunnen in de lucht afgevuurd worden om vogels af te schrikken. Het is best om verschillende soorten van deze middelen te gebruiken zodat de vogels niet gewoon worden aan één van de geluiden (Lucas, 1987).

Gaskanonnen kunnen op propaangas of acetyleengas werken en bezitten een automatische timer die er voor zorgt dat met instelbare intervallen luide knallen geproduceerd worden (Lucas, 1987; Littauer, 1990). Er zijn vaste en draagbare modellen in de handel (Lucas, 1987). Vogels kunnen gewend raken aan het geluid van de explosies. Daarom is het aangeraden om het gaskanon elke 1 tot 3 dagen naar nieuwe locaties te verplaatsen en het interval van de ontploffingen te veranderen afhankelijk van toename van de tijd dat vogels hun schrik voor het geluid verliezen (Lucas, 1987; Littauer, 1990).

Als gevolg van gewenning zijn vuurwerk en ontploffingen op lange termijn zelden doeltreffend (Busnel & Giban, 1968; Barlow & Bock, 1984; Moerbeek *et al.*, 1987; Draulans, 1987; Littauer, 1990; Brugger, 1995).

– Ultrasonische geluiden

Er zijn apparaten op de markt die ultrasonische geluiden van wisselende frequenties in verschillende richtingen uitzenden (Lucas, 1987). Het gebruik van ultrasoon geluid om Aalscholvers weg te jagen bleek niet doeltreffend te zijn (Bomford & O'Brien, 1990).

b) Bio-akoestische afweermiddelen

Hierbij worden vogels verjaagd met opgenomen soorteigen geluiden (vnl. alarmroepen) of geluiden van natuurlijke predatoren, afgespeeld op een handrecorder, die aangesloten is op een versterker en een luidspreker (Lucas, 1987).

De respons van visetende vogels op deze geluiden is verschillend en het succes hangt waarschijnlijk af van de situatie waarin ze gebruikt worden (Littauer, 1990). In de Camargue in Frankrijk werden experimenten gedaan met het afspelen van alarmkreeten van een jonge Aalscholver. De reacties waren verschillend, maar na een aantal dagen was er helemaal geen reactie meer (Im & Hafner, 1984).

Deze methode vereist een goede kwaliteit van de installatie en is dus vrij kostbaar (Lucas, 1987).

c) Visuele afweermiddelen

Het effect van veel visuele middelen is gebaseerd op de nieuwigheid ervan voor vogels. Na eventuele gewenning bestaat het gevaar voor een aantrekkende werking van het object, vanwege de associatie met de voedselbron. Nadeel van visuele middelen is ook dat ze 's nachts niet werken (Lucas, 1987).

– Vogelverschrikkers

Menselijke vogelverschrikkers hebben in bepaalde gevallen enige doeltreffendheid in het afschrikken van zwermen Aalscholvers laten blijken. Ze lijken doeltreffender te zijn wanneer ze gebruikt worden in combinatie met geluidenproducerende middelen zoals gaskanonnen. Voertuigen geparkeerd op oeverwallen van vijvers zijn soms doeltreffende vogelverschrikkers. Ze moeten na enkele dagen verplaatst worden om de kans te verminderen dat vogels gewend raken aan deze voorwerpen. (Littauer, 1990).

In het algemeen hebben ervaringen met vogelverschrikkers echter uitgewezen dat ze op lange termijn ondoeltreffend zijn in het wegdrijven van Aalscholvers.

– Menselijke aanwezigheid

In gebieden waar Aalscholvers met bejaging geconfronteerd worden, zijn ze min of meer schuw. Regelmatige en onregelmatige menselijke activiteit nabij belaagde visvijvers zullen de impact van Aalscholvers reduceren. De meest kwetsbare visen kunnen in vijvers geplaatst worden die het dichtst bij de gebieden gelegen zijn waar de meeste mensen werken. Dit is evenwel niet toepasbaar voor uitgestrekte wateroppervlakten waar vogels en vissen gemakkelijk de menselijke activiteit kunnen ontvluchten (Moerbeek *et al.*, 1987; Marquiss & Carss, 1994; Kirby *et al.*, 1996).

Publiek gebruik van de kwekerij (bijvoorbeeld om te vissen) kan aangemoedigd worden (Moerbeek *et al.*, 1987; Marquiss & Carss, 1994). Indien enkel niet-dodelijke afschrikingsmiddelen gebruikt worden, zullen Aalscholvers echter snel menselijke bedrijvigheid tolereren (Brugger, 1995).

Deze methode kan een optie zijn om Aalscholverpredatie op visvijvers te verminderen (Kirby *et al.*, 1996).

– Roofvogels

Afgerichte roofvogels zouden Aalscholvers van visvijvers kunnen wegdrijven, maar Aalscholvers hebben niet veel schrik van grote predatoren zoals Haviken. Terwijl Blauwe Reigers vaak panikerende worden wanneer een Havik plots in de buurt verschijnt, produceren Aalscholvers daarentegen vaak alleen enkele alarmgeluiden. Door te duiken kunnen Aalscholvers aan de roofvogels ontsnappen. Ze raken de aanwezigheid van afgerichte roofvogels wellicht snel gewoon (Veldkamp, 1996a). Zo lokken Slechtvalk *Falco peregrinus* en Sakervalk *Falco cherrug* alleen reacties uit wanneer Aalscholvers direct worden aangevallen (Hashmi, 1988).

Deze methode is eveneens vrij kostbaar omdat ze een dagtaak inhoudt (Lucas, 1987; Kirby *et al.*, 1996).

d) Visueel-akoestische afweermiddelen

Een mogelijk toe te passen methode is het gebruik van een radiogeleid model-vliegtuigje, eventueel in de vorm van een roofvogel (Lucas, 1987).

Ervaren bestuurders van radiogeleide vliegtuigjes hebben Aalscholvers en andere visetende vogels van visvijvers verjaagd. De vogels kunnen verward zijn door de vliegtuigjes wanneer ze op de vijvercomplexen pogen te landen. Waarnemingen duiden aan dat één bestuurder en vliegtuig vereist zijn om doeltreffend 0,8094 tot 1,2141 km² vijvers te bestrijken indien de vijvers in een aangrenzende eenheid liggen. Deze techniek werd in Noord-Amerika gebruikt tegen de Geoorde Aalscholvers. Voor deze techniek kunnen weersomstandigheden, de noodzaak van geschikte opstijg- en landingsplaatsen, het tanken en de geassocieerde kosten, als gevolg van het arbeidsintensief karakter, als beperkende factoren opduiken (Littauer, 1990).

e) Optische afweermiddelen

Aalscholvers op rustplaatsen kunnen weggejaagd worden door middel van laserstralen afgevuurd met een lasergeweel in het donker. Experimenten in Frankrijk met deze niet-lethale en selectieve afschrikkingsmethode toonden aan dat het doeltreffend kan zijn : vogels konden tot een afstand van 2,3 km verdreven worden. Op dit moment is het waarschijnlijk het beste niet-dodelijke afschrikkingsmiddel dat beschikbaar is (Trolliet, 1993b).

Belangrijke nadelen zijn het arbeidsintensief karakter en de hoge kosten van deze methode.

f) Andere technieken

Een aantal andere methoden werden reeds toegepast om Aalscholvers van visvijvers weg te jagen : vliegers met silhouetten van roofvogels, waakhonden, heliumballonnen (gedeeltelijk voorzien van 'ogen'), helicopters, ultra lichte vliegtuigjes, vlaggen, reflectoren en sterke of flitsende lichten. Deze methoden bleken allemaal te kostelijk te zijn of hadden te weinig succes (Moerbeek et al., 1987; Draulans, 1987; Keller & Vordermeier, 1994).

• De vestiging van slaapplekken en kolonies verhinderen :

a) Het verstoren van slaapplekken

Indien een plaats aantrekkelijk is voor Aalscholvers zullen ze pogen om in het gebied een slaapplek te vormen. Het weggagen van vogels van slaapplekken in gebieden met viskwekerijen en viscultuur kan predatie verminderen. Wanneer enkel niet-dodelijke afschrikkingsmiddelen gebruikt worden, zullen Aalscholvers zich er snel aan aanpassen. De effecten van verstoring werden vastgesteld op een slaapplek in Frankrijk. Na het gebruik van voetzoekers was het aantal Aalscholvers op de slaapplek afgenomen, maar ze werd niet verlaten. Daarna werden gewerschoten gebruikt om de Aalscholvers weg te jagen, maar na een korte periode van afwezigheid kwamen de vogels naar de rustplaats terug (Broyer, 1995).

Het verdrijven van Geoorde Aalscholvers van hun slaapplekken in Noord-Amerika heeft aangetoond dat deze methode doeltreffend is in het reduceren van het

aantal Aalscholvers in de foerageergebieden rondom de slaappleats (Mott & Boyd, 1995).

Rustplaatsen in kwetsbare gebieden kunnen enkel doeltreffend verstoord worden in een vroeg stadium van bezetting, waarbij verhinderd wordt dat vogels vaste foerageergewoontes ontwikkelen (Veldkamp, 1996a).

b) De vestiging van broedkolonies verhinderen

Door het verhinderen van de vestiging van nieuwe broedkolonies in de nabijheid van gebieden met viskwekerijen en viscultuur kunnen conflicten voorkomen worden. Dit zal ook het geval zijn nabij rivieren met populaties van Forel, Vlagzalm en Zalm. In het geval van een vroeg stadium van bezetting kunnen vrij snel maatregelen genomen worden (Keller & Vordermeier, 1994).

• Afschot om de impact op de viscultuur te verminderen :

Het afschieten van vogels kan op lokaal niveau verschillende functies hebben :

- a) de afschrikking van soortgenoten die 'getuige zijn' van het afschieten;
- b) de eliminatie van schadeveroorzakende individuen en daarmee bewerkstelling van de vermindering van aantallen van de soort op de plaats van schade, en
- c) het psychologisch effect op degene die dit uitvoert. Doordat het resultaat direct zichtbaar is en een dode vogel geen schade meer kan aanrichten, kan men in de veronderstelling zijn de schade effectief te bestrijden (Lucas, 1987).

Het doden van Aalscholvers met het doel de impact op de viscultuur te reduceren, gebeurde reeds in een aantal landen van Europa en daarbuiten met name o.a. in Groot-Brittannië, Ierland, Frankrijk, Duitsland en Israël.

– Groot-Brittannië

In Schotland nam de industrie van viskwekerijen in de jaren '80 sterk toe. Visetende vogels werden geschoten, verdrongen en vergiftigd en andere stierven per toeval na verstrikt te raken in netten. Uit een rondvraag bij Schotse zalmkwekers bleek dat jaarlijks ongeveer 2000 Aalscholvers en Kuifaalscholvers op zalmkwekerijen gedood werden (Ross, 1988).

– Ierland

Ondanks het feit dat Aalscholvers in Ierland beschermd zijn, mogen ze geschoten worden wanneer ze een ernstige bedreiging vormen voor de visserij of viskwekerijen. Het aantal geschoten vogels is klein in vergelijking met het nationaal aantal Aalscholvers en het afschot is terug te voeren tot een beperkt aantal habitats (McCarthy *et al.*, 1993).

– Frankrijk

Sinds 1993 is het in Frankrijk zo dat viskwekers jaarlijkse individuele vergunningen, met aanduiding van de quota en opgave van de registratie van het aantal gedode vogels, kunnen krijgen om Aalscholvers op visvijvers neer te schieten. Het afschot van vogels heeft een stabilisatie of vermindering van het aantal overwinterende vogels in de bejaagde gebieden en een spreiding van de predatie tot doel. Het schieten

van Aalscholvers is niet toegestaan op rivieren of meren en er zijn meer en meer klachten van hengelaars over de aanwezigheid van Aalscholvers (Veldkamp, 1996a).

– Duitsland

Vanaf 1987 was het toegestaan om Aalscholvers op viskeekvijvers te schieten. Deze methode scheen de beste bescherming tegen predatie te zijn. Ondanks deze maatregelen bezochten Aalscholvers de vijvers nog vóór het begin van het jachtseizoen (Dersinske, 1991).

– Israël

Samen met het toenemend aantal overwinterende Aalscholvers in Israël hebben vissers een grote vermindering van de overleving van vissen vastgesteld die te wijten was aan schade door Aalscholvers. Omdat de Aalscholver bij wet beschermd is, voerde de 'Nature Reserves Authority' in 1989 een studie uit met als doel o.a. het testen van de efficiëntie van sommige maatregelen die genomen kunnen worden om foeragerende Aalscholvers van visvijvers weg te houden. Van de maatregelen leken de aanwezigheid van mensen in het gebied vanaf zonsopgang en het gebruik van voetzoekerpatronen wanneer zwermen komen foerageren, de beste oplossingen te zijn. In de winter van 1994-95 werd een beperkt afschot van Aalscholvers op visvijvers toegelaten, waarbij deze maatregel waarschijnlijk enkel doeltreffend zal zijn indien deze als een bijkomende maatregel bij meer doeltreffende bestrijdingsmiddelen beschouwd wordt. In bepaalde delen van het land worden kleine vijvers die kleine vissen bevatten, vóór de winter met netten bedekt tot de Aalscholvers terug noordwaarts trekken (Shy & Frankenberg, 1995).

8.3.3. Afschot om de impact op stromende waters te verminderen

Het afschieten van Aalscholvers om de impact op stromende waters te reduceren, werd toegepast in Groot-Brittannië, Duitsland en Zwitserland.

a) Groot-Brittannië

Vergunningen voor het schieten van Aalscholvers worden in Groot-Brittannië aan landeigenaars uitgereikt om 'ernstige' schade te voorkomen, wanneer andere maatregelen uitgeprobeerd zijn en niet doeltreffend gebleken zijn. De vergunningen zijn bedoeld als een versterking om af te schrikken en niet om de populatie te verminderen (Feare, 1988).

Tussen 1982 en 1992 werd in Schotland een afschot van in totaal ongeveer 3800 Aalscholvers gemeld (Carter, 1994).

b) Duitsland

In 1994-95 werden Aalscholvers in Bavaria (o.a. op de Traun-rivier) geschoten om de predatie op Vlagzalm en Forel te verminderen (Graf zu Törring-Jettenbach *et al.*, 1995).

c) Zwitserland

In de winter 1994-95 werden in Zwitserland ongeveer 1200 Aalscholvers geschoten om de predatie op vissen van stromende waters te reduceren (Dietiker, 1994).

8.4. Ervaringen met beheer van de Geoorde Aalscholver in Noord-Amerika

8.4.1. Algemeen

Zoals het continentale ras van de Aalscholver in Europa, herstelt ook de Geoorde Aalscholver *Phalacrocorax auritus* op een opvallende manier in Noord-Amerika (Veldkamp, 1996a).

De Geoorde Aalscholver broedt wijdverspreid langs de kusten van Noord-Amerika maar ook in het binnenland van Canada en de Verenigde Staten. De continentale populaties overwinteren ten zuiden van Noord- en Centraal-Mexico (Johnsgard, 1993).

Na een lange periode van populatieafname welke waarschijnlijk te wijten is aan een combinatie van pesticidenvergiftiging (Kury, 1969; Henny *et al.*, 1989), ontoereikende bescherming van broedkolonies voor verstoring en doelbewuste vernietiging van kolonies, zijn de binnenlandse en Atlantische populaties sinds 1972 explosief toegenomen (Hatch, 1995; Weseloh *et al.*, 1995; Chapdelaine & Bédard, 1995; Milton *et al.*, 1995; Krohn *et al.*, 1995).

Bezorgdheid om Geoorde Aalscholvers is ontstaan omwille van hun snelle populatiegroei in Noord-Amerika en hun economische impact op verschillende visindustriën zoals de aquacultuur en de commerciële visvangst.

De Geoorde Aalscholver wordt als een belangrijke pest van de aquacultuur bestempeld, in het bijzonder van de Katvis-industrie (*Ictalurus punctatus*) in het zuiden van de Verenigde Staten. De vogels worden in veel gebieden onder controle gehouden, maar er is weinig kwantitatieve informatie van de effecten van zo'n controle beschikbaar. Managementactiviteiten hebben een beperkte wetenschappelijke basis en worden vaak voor een groot deel gedreven door politieke overwegingen. Limiterende factoren zoals verontreinigingen en ziekte zouden verder onderzocht moeten worden (Erwin, 1995).

8.4.2. Toepassingen van beheersstrategieën

- Canada :

Geoorde Aalscholvers in Canada zijn beschermd en worden onder controle gehouden door provinciale en niet door federale wetten. Alhoewel ze in alle provincies door provinciale bepalingen beschermd zijn, varieert het beheer tussen provincies aanzienlijk en kan aanzien worden als een weerspiegeling van verschillende publieke interesses. Toepassingen gaan van strikte bescherming, toelating van individueel doden, een overheidsbeheerde selectie, jachtseizoenen tot het massaal illegaal doden (Veldkamp, 1996a).

Met het doel om verdere schade aan unieke en beschermde woudecosystemen op eilanden een halt toe te roepen werd, in sommige delen van Canada een vijfjarig selectieprogramma met de volgende doelstellingen opgestart : een vermindering van de broedpopulatie en het ontmoedigen van boomnesten. Modelleren wijst uit dat

deze doelstellingen enkel verwezenlijkt kunnen worden door verlaging van het recruteren als gevolg van het besproeien van eieren met olie in bereikbare grondnesten en door het verminderen van het aantal adulten in ontoegankelijke boshabitats. De tweedelige aanpak met name door het terzelfdertijd besproeien van 75 % van alle nesten met inerte minerale olie in kolonies met grondnesten en door elk jaar 2000 broedende adulten dood te schieten, heeft sindsdien de populatietrend omgekeerd. Modellerings heeft duidelijk uitgewezen dat een meetbare impact op de populatiegroei niet door één geteste methode verkregen kan worden : beide methoden moeten tesamen gebruikt worden (Bédard *et al.*, 1995).

- Verenigde Staten :

Het aantal broedende Geoorde Aalscholvers in Maine is in de laatste 15 jaar sterk toegenomen (van ongeveer 17.000 paar in 1977 naar ongeveer 37.000 in 1992) (Krohn *et al.*, 1995). In de jaren '40 en '50 werden meer dan 150.000 eieren met een oliemengsel besproeid, hoofzakelijk in Maine (Gross, 1952). Deze beheersmaatregel bleek het aantal broedparen van de Geoorde Aalscholver in Maine niet te verminderen. Ondanks het herhaald besproeien stopten Geoorde Aalscholvers enkel met broeden op één van de tien eilanden in Maine die regelmatig behandeld werden. Geoorde Aalscholvers zijn dus moeilijk te beheren met het besproeien van eieren : tenminste 3 tot 4 bezoeken aan elke kolonie zijn gedurende elk broedseizoen vereist opdat de beheersmaatregel succesvol zou zijn (Krohn *et al.*, 1995).

8.5. Besluit

In het verleden werden in Nederland en recenter ook in Zweden, het voormalige Oost-Duitsland en Polen, maatregelen genomen om de Aalscholverpopulatie onder controle te houden. Daarvoor werden duizenden vogels gedood, veel nesten vernietigd en bomen in broedkolonies omgehakt. De maatregelen bleken op lange termijn ondoeltreffend te zijn, omdat de populatiegroei niet gestopt werd (Veldkamp, 1996a).

Op een lokale schaal kan de verstoring of vernietiging van slaapplekken of broedkolonies het gewenste effect hebben op gebieden met viscultuur en op gronden waar de vissen kuit schieten, in het bijzonder wanneer alternatieve voedselgebieden en rustplaatsen met rust worden gelaten. De verstoring van slaapplekken in favoriete gebieden vereist meer moeite (Veldkamp, 1996a).

Door het lokaal toepassen van allerlei methoden werd in vele gevallen een verschuiving van het probleem naar andere gebieden vastgesteld (Cormorant Position Statement, 1993).

In het algemeen geeft het uitsluitend gebruik van de meeste niet-dodelijke afschrikingsmethoden niet de gewenste resultaten. De doeltreffendheid van niet-lethale methoden wordt versterkt wanneer deze methoden met een beperkt afschot van vogels wordt gecombineerd. In viskwekerijen en gebieden met viscultuur is enkel het afdekken van visvijvers met netten of bedrading volledig doeltreffend in het reduceren van de Aalscholverpredatie (Veldkamp, 1996a).

9. GERAADPLEEGDE LITERATUUR

- Ainley D.G., D.W. Anderson & P.R. Kelly (1981). Feeding ecology of marine cormorants in southwestern North America. *Condor*, 83 : 120-131.
- Alström P. (1985). Artbestämning av storskarv *Phalacrocorax carbo* och toppskarv *Ph. aristotelis*. *Vår Fågelvärld*, 44 : 325-350.
- Arnhem R. (1995). Aalscholvers : voor of tegen hun uitbreiding ? *Mens & Vogel*, 33 (2) : 88-95.
- Barlow C.G. & K. Bock (1984). Predation of fish in farm dams by cormorants, *Phalacrocorax* spp. *Aust. Wildl. Res.*, 11 (3) : 559-566.
- Barret R.T. & W. Vader (1984). The status and conservation of breeding seabirds in Norway. In : Croxall J.P., P.G.H. Evans & R.W. Schreiber (eds.). Status and conservation of the world's seabirds. ICBP Tech. Pub. No. 2, Cambridge, 323-334.
- Bauer K.M. & U.N. Glutz von Blotzheim (1966). Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 1. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Baumanis J., U. Bergmanis & V. Smislov (1996). Breeding status of the cormorants in Latvia. Proceedings of the 1993 Gdansk meeting on Cormorants, Instytut Ekologii PAN, Gdansk.
- Bédard J., A. Nadeau & J. Lepage (1995). Double-crested Cormorant culling in het St.-Lawrence River Estuary. *Colonial Waterbirds*, 18 (Special Publication 1) : 78-85.
- Belpaire C. & G. Gerard (1994). Rapport sur la situation de l'aquaculture en Belgique. Rapport sur les stratégies d'aménagement des pêches et de l'aquaculture, EIFAC, Rome.
- Belpaire C. & H. Verreycken (1995). Preliminaire analyse van de impact van aalscholvers op de extensieve visteelt in Vlaanderen. Advies ten behoeve van de Gemeenschapsminister voor Leefmilieu. Rapport Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal (IBW.Wb.V.Adv.95.042).
- Blanc M., P. Banarescu, J.-L. Gaudet & J.C. Hureau (1972). European inland water fish : a multilingual catalogue. Published by arrangement with the FAO, Fishing News (Books) Ltd., London.
- Boëtius I. (1993). Distribution of *Anguillicola crassus*, possible ways of spreading and changes in the infestation rate in some Danish sea and fresh water areas. *Anguillicola* and Anguillicolosis of Eels. International Workshop, Ceske Budejovice.
- Bomford M. & P.H. O'Brien (1990). Sonic deterrents in animal damage control : a review of device tests and effectiveness. *Wildl. Soc. Bull.*, 18 : 411-422.

- Boudewijn T.J. & S. Dirksen (1994). Monitoring van biologische effecten van verontreiniging op het broedsucces van Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch en op de Ventjagersplaten in 1993. Rapport Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Boudewijn T.J., & S. Dirksen (1995). Impact of contaminants on the breeding succes of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in The Netherlands. *Ardea*, 83 (1) : 325-338.
- Boudewijn T.J., S. Dirksen, R.G. Mes & W.A. Teunissen (1988). Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch : broedsucces en foerageerplaatskeuze in een vervuild ecosysteem. Ecoland-rapport 88-6, Utrecht.
- Bregnballe T. & J. Gregersen (in press). Stabilization of the breeding population of Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in Denmark. In : Bacetti N. (ed.). Proceedings workshop 1995 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina.
- Bregnballe T. & S. Asbirk (1995). A recent change in management practise of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* population in Denmark. Cormorant Research Group Bulletin, 1 : 12-15.
- Bregnballe T. (in press). Udviklingen i bestanden af Mellemskarv i Nord- og Mellemeuropa 1960-1995. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift, 90.
- Broyer J. (1995). Le Grand Cormoran en Dombes : evolution des effectifs et preservation des interets piscicoles. Unpublished report, Office National de la Chasse.
- Brugger K.E. (1995). Double-crested Cormorants and Fisheries in Florida. *Colonial Waterbirds*, 18 (Special Publication 1) : 110-117.
- Busnel R.G. & J. Giban (1968). Prospective considerations concerning bio-acoustics in relation to bird-scaring techniques. In : Murton R.K. & E.N. Wright. The problems of birds as pests. Academic Press, London, 17-28.
- Camphuysen C.J. (1995). Olieslachtoffers langs de Nederlandse kust als indicatoren van de vervuiling van de zee met olie. *Sula*, 9 (special issue) : 1-90.
- Carss D.N. & M. Marquiss (1992). Avian predation at farmed and natural fisheries. In : Lucas M.C., I. Diack & L. Laird (eds.). Interactions between fisheries and environment. Proc. Inst. Fish. Manag. 22nd Annual Study Course, Aberdeen, 179-196.
- Carss D.N. (1990). 'Break-prints' help in war against aerial invaders. *Fish Farmer* 13: 46-47.
- Carter S. (1994). Fishing for an answer. *BTO-News* 193 : 7.

Chapdelaine G. & J. Bédard (1995). Recent Changes in the Abundance and Distribution of the Double-crested Cormorant in the St.-Lawrence River, Estuary and Gulf, Québec, 1978-1990. Colonial Waterbirds, 18 (Special Publication 1) : 70-77.

Coomans De Ruiter L. (1966). De Aalscholver, *Phalacrocorax carbo sinensis* (Shaw & Nodder) als broedvogel in Nederland, in vergelijking met andere Westeuropese landen. Limosa, 39 (4) : 187-212.

Cormorant Position Statement (1993). Position Statement concerning Cormorant Research, Conservation and Management. Cormorant Research Group, Gdansk, pp. 4.

Cornelisse K.J. & K.D. Christensen (1993). Investigation of a cover net designed to reduce southern cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* fisheries depredation in a pound net. ICES J. Mar. Sci., 50 : 279-284.

Cramp S. & K.E.L. Simmons (eds.) (1977). The birds of the Western Palearctic, Volume 1. Oxford University Press, Oxford.

De Boer H. (1972). De voedselbiologie van de Aalscholver. Rapport Zool. Lab. Rijksuniversiteit Groningen, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

De Nie H. (1995). Changes in the inland fish populations in Europe and its consequences for the increase in the Cormorant *Phalacrocorax carbo*. Ardea, 83 (1) : 115-122.

Debout G., N. Røv & R.M. Sellers (1995). Status and population of Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* breeding on the Atlantic coast of Europe. Ardea, 83 (1) : 47-59.

Denneman W.D. & P.J.H. De Vries (1985). Guanotrofie door aalscholvers in het Naardermeer. De Levende Natuur, 86 (6) : 219-222.

Dersinske E. (1991). Erfahrungen mit Kormoranen in der Karpfenteichwirtschaft Blumberger Mühle. Fischer & Teichwirt 42 : 433.

Dietiker H. (1994). Kormoranproblem europaweit erkannt. Fischereizeitung, Petri-Heil, Zürich, 45 (11) : 1.

Dirksen S. & T.J. Boudewijn (1994). Oorzaken van verlaagd broedsucces bij de Aalscholver. In : Boudewijn T.J., S. Dirksen & M. Ohm (red.). Zichtbare effecten van onzichtbare stoffen. Bureau Waardenburg, Culemborg, Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, Rotterdam, 17-33.

Dirksen S., T.J. Boudewijn, L.K. Slager & R.G. Mes (1991). Breeding succes of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in relation to the contamination of their feeding grounds. In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, 233-243.

Dirksen S., T.J. Boudewijn, R. Noordhuis & E.C.L. Martijn (1995). Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in shallow eutrophic freshwater lakes : prey choice and fish consumption in the non-breeding period and effects of large-scale fish removal. *Ardea*, 83 (1) : 167-184.

Draulans D. & J. Royeaerd (1983). De trek van de Aalscholver *Phalacrocorax carbo*, in Vlaanderen in 1980. *De Giervalk*, 73 : 415-431.

Draulans D. (1987). The effectiveness of attempts to reduce predation by fish-eating birds : a review. *Biol. Conserv.*, 41 : 219-232.

Draulans D. (1989). Aalscholver, *Phalacrocorax carbo*, p. 54-55, in *Vogels in Vlaanderen, Voorkomen en verspreiding*. Vlavico-Bornem : I.M.P., 1989.

Duffy D.C. & S. Jackson (1986). Diet studies of seabirds : a review of methods. *Colonial Waterbirds*, 9 : 1-17.

Duffy W.H. & L.J.B. Laurenson (1983). Pellets of Cape Cormorants as indicators of diet. *Condor*, 85 : 305-307.

EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) (1988). Report of the EIFAC Working Party on prevention and control of bird predation in aquaculture and fisheries operations. EIFAC Techn. Paper, 51 : pp. 79.

Erwin R.M. (1995). The Ecology of Cormorants : Some Research Needs and Recommendations. *Colonial Waterbirds*, 18 (Special Publication 1) : 240-246.

Feare C.J. (1988). Cormorants as predators at freshwater fisheries. Institute of Fisheries Management, Annual Study Course, 18 : 18-42.

Gere G. & S. Andrikovics (1986). Untersuchung über die Ernährungsökologie des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* sowie deren Wirkung auf den trophischen Zustand des Wassers des Kisbalaton. I. *Opusc. Zool. Budapest*, 22 : 67-76.

Goyon H. (1993). Pisciculture et cormoran en Brenne. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse*, 178 : 12-15.

Graf zu Törring-Jettenbach H.V., U. Wunner & P. Wißmath (1995). Kormoranschäden an der Traun. Zur Hahrungsaufnahme und zur Verparasitierung von Ort geschossener Kormorane; Fischbestandssituationen vor und nach den Vergrämungsabschüssen im Winter 1994/95. *Fischer & Teichwirt*, 46 : 335-337.

Gregersen J. (1982). Skarvens kyster. Bygd, Esbjerg.

Grémillet D. & D. Schmid (1993). Zum Nahrungsbedarf des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis*. Gutachten im Auftrag des Landes Schleswig-Holstein.

Gross A.O. (1952). The Herring Gull-Cormorant control project. Unpubl. manuscript report, US Fish and Wildlife Service, Boston, Massachusetts.

Hald-Mortensen P. (1995). Danske Skarvers fødevalg 1992-94. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, København.

Harris M.P. & S. Wanless (1993). The diet of Shags *Phalacrocorax aristotelis* during the chick-rearing period assessed by three methods. *Bird Study*, 40 : 135-139.

Hashmi D. (1988). Ökologie und Verhalten des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* im Ismaninger Teichgebiet. *Anz. orn. Ges. Bayern*, 27 : 1-44.

Hatch J.J. (1995). Changing Populations of Double-crested Cormorants. *Colonial Waterbirds*, 18 (Special Publication 1) : 8-24.

Henny C.L., L.J. Blus, S.P. Thompson & U.W. Wilson (1989). Environmental contaminants, human disturbance and nesting of double-crested cormorants in northwestern Washington. *Colonial Waterbirds*, 12 : 198-206.

Hosper S.H. & E. Jagtman (1990). Biomanipulation additional to nutrient control for restoration of shallow lakes in The Netherlands. *Hydrobiologia* 200/201 : 523-534.

Hosper S.H., M.-L. Meijer & P.A. Walker (red.) (1992). Handleiding Actief Biologisch Beheer. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA), Lelystad; Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (OVb), Nieuwegein.

Im B.H. & H. Hafner (1984). Impact des oiseaux piscivores et plus particulièrement du Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo sinensis* sur les exploitations piscicoles en Camargue, France. Rapport CEE-Station Biologique de la Tour de Valat, Arles.

Ivanov B., T. Michev, D. Nankinov, V. Pomakov & L. Profirov (1996). Breeding and wintering status of the Cormorant in Bulgaria. Proceedings of the 1993 Gdansk meeting on Cormorants, Instytut Ekologii PAN, Gdansk.

Janda J. (1993). Le grand cormoran en Tchécoslovaquie. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse*, 178 : 26-29.

Johnsgard P.A. (1993). Cormorants, darters and pelicans of the world. Smithsonian Institution Press, Washington, London.

Johnstone I.G., M.P. Harris, S. Wanless & J.A. Gravers (1990). The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study*, 37: 5-11.

Keller T. & T. Vordermeier (1994). Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Einfluß des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* auf die Fischbestände ausgewählter

bayerischer Gewässer unter Berücksichtigung fischökologischer und fischereiökonomischer Aspekte. Bayerische Landesanstalt für Fischerei, Starnberg.

Keller T. (1995). Food of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering in Bavaria, southern Germany. *Ardea*, 83 (1) : 185-192.

Kirby J.S., J.S. Holmes & R.M. Sellers (1996). Cormorants *Phalacrocorax carbo* as fish predators : an appraisal of their conservation and management in Great Britain. *Biol. Conserv.*, 75 : 191-199.

Klinge M., M.P. Grimm & P.H.M. Klein Breteler (1994). Onderzoek naar de beroepsvisserij in Noordwest-Overijssel. Rapport Witteveen-Bos, Deventer.

Koeman J.H., H.C.W. Van Velzen-Blad, R. De Vries & J.G. Vos (1973). Effects of PCB's and DDE in cormorants and evaluation of PCB residues from an experimental study. *J. Reprod. Fert., Suppl.*, 19 : 353-364.

Koeman J.H., T. Bothof, R. De Vries, H.C.W. Van Velzen-Blad & J.G. Vos (1972). The impact of persistent pollutants on piscivorous and molluscivorous birds. *TNO-nieuws*, 27 : 561-569.

Kortlandt A. (1942). Levensloop, samenstelling en structuur der Nederlandse aalscholverbevolking. *Ardea*, 31 : 175-280.

Krohn W.B., R.B. Allen, J.R. Moring & A.E. Hutchinson (1995). Double-crested Cormorants in New England : Population and Management Histories. *Colonial Waterbirds*, 18 (Special Publication 1) : 99-109.

Kury C.R. (1969). Pesticide residues in a marine population of double-crested cormorants. *J. Wildl. Mgmt.*, 33 : 91-95.

Lammens E.H.R.R., H.W. De Nie, J. Vijverberg & W.L. Densen (1985). Resource partitioning and niche shifts of Bream *Abramis brama* and Eel *Anguilla anguilla* mediated by predation of Smelt *Osmerus eperlanus* on *Daphnia hyalina*. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 42 : 1342-1351.

Lindell L. (1996). Recent population development of the Cormorant in Sweden. Proceedings of the 1993 Gdansk meeting on Cormorants, Instytut Ekologii PAN, Gdansk.

Lindell L., M. Mellin, P. Musil, J. Przybysz & H. Zimmerman (1995). Status and population development of breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* of the central European flyway. *Ardea*, 83 (1) : 81-92.

Linn I.J. & K.L.I. Campbell (1992). Interactions between Whitebreasted Cormorants *Phalacrocorax carbo* (Aves : Phalacrocoracidae) and fisheries of Lake Malawi. *Journal of Applied Ecology*, 29 : 619-635.

- Littauer G. (1990). Frightening techniques for reducing bird damage at aquaculture facilities. Southern Regional Aquaculture Centre, Stoneville, Massachusetts.
- Lucas B.J. (1987). Visetende vogels en viskwekerijen. Een inventariserend onderzoek naar de omvang en de preventie van schade door visetende vogels op viskwekerijen. Rapport Maatschappelijke Biologie, Rijksuniversiteit Utrecht, pp. 128.
- Lythgoe J. & G. Lythgoe (1976). Vissen van de Europese kustwateren en de Middellandse Zee. Moussault, Baarn.
- Madsen F.J. & R. Spärck (1950). On the feeding habits of the Southern Cormorant in Denmark. Dan. Rev. Game Biol., Volume I, Part 3 : 45-70.
- Maitland P.S. (1980). Elseviers gids van de zoetwatervissen. Elsevier, Amsterdam, Brussel.
- Marion L. (1995). Where two subspecies meet : origin, habitat choice and niche segregation of Cormorants *Phalacrocorax c. carbo* and *P. c. sinensis* in the common wintering area (France), in relation to breeding isolation in Europe. Ardea, 83 (1) : 103-114.
- Marquiss M. & D.N. Carss (1994). Avian Piscivores : Basis for Policy. National Rivers Authority, R&D Project record 461/8/N&Y.
- Marteijn E.C.L. & S. Dirksen (1991). Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* feeding in shallow eutrophic freshwater lakes in The Netherlands in the non-breeding period : prey choice and fish consumption. In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, 135-155.
- Marteijn, E.C.L. & R. Noordhuis (1991). Het voedsel van Aalscholvers in het Maasplassengebied in Midden en -Zuid Limburg. Limburgse Vogels, 3 (2) : 59-69.
- Martucci O., L. Pietrelli & C. Consiglio (1993). Fish otoliths as indicators of the cormorant *Phalacrocorax carbo* diet (Aves, Pelecaniformes). Boll. Zool., 60 : 393-396.
- Mauro I. (1995). Overwinterende Aalscholvers te Overmere/Donk in januari-maart 1995 : gegevens over slaappleatsbezetting, dagritme en foerageergedrag. Uitgegeven door Durme v.z.w.
- McCarthy T.K., D. Doherty & D. Hassett (1993). The Cormorant *Phalacrocorax carbo* on Irish inland waters. Department of Zoology, University College, Galway, Ireland.
- Middendorp B. (1992). Herkomst en voedselkeuze van Aalscholvers op de Steile Bank gedurende juli-september 1992. Werkdocument 1992-23 Lio. Rijkswaterstaat Directie Flevoland, Lelystad.

Milieucel & V.V.H.V. (1995). De impact van aalscholverpopulaties op visbestanden in private wateren. Milieucel-V.V.H.V. -rapport.

Milton G.R., P.J. Austin-Smith & G.J. Farmer (1995). Shouting at Shags : A Case Study of Cormorant Management in Nova Scotia. Colonial Waterbirds, 18 (Special Publication 1) : 91-98.

Moerbeek D.J., W.H. Van Dobben, E.R. Osieck, G.C. Boere & C.M. Bungenberg de Jong (1987). Cormorant damage prevention at a fish farm in The Netherlands. Biol. Conserv., 39 : 23-38.

Mott D.F. & F.L. Boyd (1995). A Review of Techniques for Preventing Cormorant Depredations at Aquaculture Facilities in the Southeastern United States. Colonial Waterbirds, 18 (Special Publication 1) : 176-180.

Muselet D. (1991). Cormorants wintering in the Loire valley and on the Brenne-Sologne fish ponds (France). In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, 215.

Newton I. (1979). Population Ecology of Raptors. T & A D Poyser, Berkhamsted.

Nienhuis J. (1995). Voedselkeuze van aalscholvers *Phalacrocorax carbo sinensis* in de Oostvaardersplassen in 1993 in relatie tot het weer en het reproductief succes. Intern rapport 1995-17 I.io, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Nijssen H. & S.J. De Groot (1987). De vissen van Nederland. Stichting Uitgeverij van de KNNV, Utrecht.

Osieck E.R. (1982). Verjaging van aalscholvers en blauwe reigers op de Viskwekerij Lelystad : proefnemingen 1981. Staatsbosbeheer, Utrecht.

Osieck E.R. (1983). Afweer van aalscholvers op de Viskwekerij Lelystad : onderzoek 1982. Staatsbosbeheer, Utrecht.

Osieck E.R. (1991). Prevention of Cormorant damage at the Lelystad fish farm. In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad 205-211.

OVB (1992). De Nederlandse zoetwatervissen. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Overdijk O. & R. Veldkamp (1995). Veel Nonnetjes *Mergus albellus* in de Wieden. De Noordwesthoek, 22 : 46-49.

- Owen M. & M. Pienkowski (1991). *Goose Damage and Management Workshop*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Pedroli J.-C. & C. Zaugg (1995). *Kormoran und Fische. Synthesebericht. Schriftenreihe Umwelt nr. 242*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Platteeuw M. (1988). *Aalscholvers : activiteiten van de ouders en de groei van hun jongen in 1982, Oostvaardersplassen en Naardermeer vergeleken*. RIJP-rapport 1988-32 cbw, Rijksdienst voor IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Platteeuw M., J.H. Beekman, T.J. Boudewijn & E.C.L. Martejn (1992). *Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het Ketelmeer buiten de broedtijd : aantallen, prooikeuze en voedselaanbod*. Limosa, 65 (3) : 93-102.
- Platteeuw M., M.R. Van Eerden & K. Van de Guchte (1995). *Variation in contaminant content of livers from Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake IJsselmeer, The Netherlands*. Ardea, 83 (1) : 315-324.
- Przybysz J., M. Mellin, J. Mirowska-Ibron, A. Przybysz & J. Gromadzka (1996). *Recent population development of the cormorant in Poland*. Proceedings of the 1993 Gdansk meeting on Cormorants, Instytut Ekologii PAN, Gdansk.
- Reichholf J.H. (1990). *Verzehren überwinterende Kormorane *Phalacrocorax carbo* abnorm hohe Fischmengen ?* Mitt. Zool. Ges. Braunau, 5 : 165-174.
- Reichle G. (1994). *Not macht erfinderrisch !* Fischer & Teichwirt, 45 : 42-43.
- Rijksinstituut voor Natuurbeheer (1983). *Natuurbeheer in Nederland*. Dieren. Pudoc, Wageningen.
- Rooth J. & D.A. Jonkers (1972). *The status of some piscivorous birds in the Netherlands*. TNO-Nieuws, 27 : 551-555.
- Ross A. (1988). *Controlling nature's predators on fish farms*. Marine Conservation Society, Ross-on-Wye.
- Rüger A. (1993). *Kormoran-Konflikt um Nutzung oder Schutz*. Jahrb. Natursch. Landschaftspfl., 48 : 79-89.
- Ruting J. (1958). *Welke vis is dat*. Thieme & Cie, Zutphen.
- Samusenko I., M. Nikiforov & A. Kozulin (1996). *Proceedings of the 1993 Gdansk meeting on Cormorants*, Instytut Ekologii PAN, Gdansk.
- Sellers R.M. (1993). *Racial identity of Cormorants *Phalacrocorax carbo* breeding at the Abberton Reservoir colony, Essex*. Seabirds, 15 : 45-52.

- Shirihai H. (1996). *The Birds of Israel*. Academic Press, London.
- Shy E. & E. Frankenberg (1995). The conflict between Cormorants and fishery in Israel. *Cormorant Research Group Bulletin*, 1 : 45-46.
- Slater P.J.B. (1980). Bird behaviour and scaring by sounds. In : Wright E.N., I.R. Inglis & C.J. Feare. *Bird problems in agriculture*. BCPC, London, 105-114.
- SOVON (1987). *Atlas van de Nederlandse Vogels*. Sovon, Arnhem.
- Staub E. & R. Ball (1994). Effects of Cormorant predation on fish populations of inland waters. Working document for the Eighteenth Session of EIFAC, and report of the EIFAC Working Party held in Starnberg, Germany, 25-30 July 1993, EIFAC/XVIII/94 Inf. 8 Rev. May 1994.
- Steiner E. (1988). Zur Kormoranproblematik an den Fischteichen des Waldviertels. *Österreichs Fischerei*, 41 : 35-44.
- Suter W. (1991a). Nahrungsökologie des Kormorans in der Schweiz. *Vogelschutz in Österreich*, 6 : 75-80.
- Suter W. (1991b). Food and feeding of Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Switzerland. In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). *Proc. workshop 1989 on Cormorants Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, IJelystad, 156-165.
- Suter W. (1995). Are Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Switzerland approaching carrying capacity ? An analysis of increase patterns and habitat choice. *Ardea*, 83 (1) : 255-266.
- Trauffmansdorff J. & G. Wasserman (1995). Number of pellets produced by immature Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea*, 83 (1) : 133-134.
- Trollet B. (1993a). Moyens préventifs de limitation de l'impact du grand cormoran sur la pisciculture extensive. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse*, 178 : 42-49.
- Trollet B. (1993b). Un nouveau moyen d'effarouchement : le fusil laser. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse*, 178 : 50-54.
- Ulenaers P. & K. Devos (1996). Increase of wintering and migrating cormorants in Flanders, Belgium. *Proceedings of the 1993 Gdansk meeting on Cormorants*, Instytut Ekologii PAN, Gdansk.
- Ulenaers P., K. Devos, C. Belpaire & H. Verreycken (1994). Advies betreffende Aal-scholverproblematiek in Vlaanderen. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud*, Hasselt (94.04.), pp. 13.

Van Dam C., A.D. Buijse, W. Dekker, M.R. Van Eerden, J.G.P. Klein Breteler & R. Veldkamp (1995). Aalscholvers en beroepsvisserij in het IJsselmeer, het Markermeer en Noordwest-Overijssel. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 19, Wageningen.

Van der Gaag M.A., M. Van den Berg, A. Brouwer, S. Dirksen, T.J. Boudewijn & G. Van Urk (1991). Impaired breeding succes of some Cormorant populations in the Netherlands : the net tightens around compounds with a dioxin-like effect. In : De Wit J.A.W., M.A. Van der Gaag, C. Van der Guchte, C.J. Leeuwen & J. Koeman (eds.). The effect of micropollutants on components of the Rhine ecosystem. Publikaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn' no. 35-1991, 71-77.

van der Helm F. (1996). Een oerhollandse vogel. Vogels, (2) : 8-13.

Van Dobben W.H. (1952). The food of the Cormorant in the Netherlands. Ardea, 40 (1/2) : 1-63.

Van Eerden M.R. & B. Voslamber (1995). Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake IJsselmeer, The Netherlands : a recent and succesful adaptation to a turbid environment. Ardea, 83 (1) : 199-212.

Van Eerden M.R. & J. Gregersen (1995). Long-term changes in the northwest European population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. Ardea, 83 (1) : 61-80.

Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (1985). Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in de Oostvaardersplassen, 1970-85. Limosa, 58 (4) : 137-143.

Van Eerden M.R. & M.J. Munsterman (1986). Importance of the Mediterranean for wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. In : Medmaravis & X. Monbailliu (eds.). Mediterranean Marine Avifauna. NATO Asi Series, Vol. G12. Springer Verlag, Heidelberg, 123-141.

Van Eerden M.R. & M.J. Munsterman (1995). Sex and age dependent distribution in wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in Western Europe. Ardea, 83 (1) : 285-297.

Van Eerden M.R. (1993). Helderheid is ook niet alles, Aalscholvers hebben het mocilijk in het IJsselmeer. Van Nature, 3 (11) : 3.

Van Nes E.H., M.-L. Meijer, A.W. Breukelaar, P. Hollebeek, R.B. Doef, E.H.R.R. Lammens, H. Coops, R. Noordhuis & E.C.L. Martijn (1992). Wolderwijd-Nuldernauw 1991. Gevolgen van uitdunning van de visstand. Rapport 92.063., Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA), Lelystad.

Van Vessem J. (1981). Ecologische aspecten van reigerafweer op viskwekerijen. Mens & Vogel, 19 : 180-191.

Van Waeyenberge J., K. Devos & P. Meire (1996). Aantalsevolutie en huidig voorkomen van overwinterende en broedende Aalscholvers (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Vlaanderen : een kort overzicht (deelrapport 1). Rapport Instituut voor Natuurbehoud, Brussel (96.10.), pp. 10.

Veldkamp R. (1986). Neergang en herstel van de Aalscholver *Phalacrocorax carbo* in Noordwest-Overijssel. *Limosa*, 59 (4) : 163-168.

Veldkamp R. (1991). Colony development and food of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Wanneperveen. In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, 170-174.

Veldkamp R. (1993). Prey size selection by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Wanneperveen, The Netherlands, with special reference to Bream *Abramis brama*. In : Cormorant conference Gdansk 1993. Abstracts : 31.

Veldkamp R. (1994). Voedselkeus van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo sinensis* in Noordwest-Overijssel. Rapport Bureau Veldkamp, Steenwijk.

Veldkamp R. (1995). Diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Wanneperveen, The Netherlands with special reference to Bream *Abramis brama*. *Ardea*, 83 (1) : 143-155.

Veldkamp R. (1996a). Draft 'Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Europe : a first step towards a European management plan'. Report Bureau Veldkamp, Steenwijk.

Veldkamp R. (1996b). Langs de oevers van het Bos- en Beulakerwiede. Een broedvogelonderzoek in de Wieden in 1995. Rapport Bureau Veldkamp, Steenwijk.

Veldkamp R. (in press). Early breeding by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Wanneperveen, The Netherlands : profiting by spawning Roach *Rutilus rutilus*. *Supplementi alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 27.

Voslamber B. & M.R. Van Eerden (1991). The habit of mass flock fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at the IJsselmeer, the Netherlands. In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, 182-191.

Voslamber B. (1988). Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied. Flevobericht nr. 286, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.

Voslamber B., M. Platteeuw & M.R. Van Eerden (1995). Solitary foraging in sand pits by breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* : does specialised knowledge about fishing sites and fish behaviour pay off? *Ardea*, 83 (1) : 213-222.

- Weseloh D.V., P.J. Ewins, J. Struger, P. Mineau, C.A. Bishop, S. Postupalsky & J.P. Ludwig (1995). Double-crested Cormorants of the Great Lakes : Changes in Population Size, Breeding Distribution and Reproductive Output between 1913 and 1991. Colonial Waterbirds, 18 (Special Publication 1) : 48-59.
- West B., D. Cabot & M. Greer-Walker (1975). The food of the cormorant *Phalacrocorax carbo* at some breeding colonies in Ireland. Proc. Roy. Irish Acad. Sect B., 75 : 285-304.
- Wheeler A. (1969). The Fishes of the British Isles and North-West Europe. Macmillan, London, Melbourne, Toronto.
- Wißmath P., U. Wunner & M. Pavlinec (1993). Kormorane in Bayern - Bereicherung der Natur oder Plage ? Fischer & Teichwirt, 44 : 238-244.
- Wißmath P., U. Wunner, U. Limburg & B. Huber (1991). Verzehren überwinterende Kormorane abnorm hohe Fischmengen ? Eine kritische Auseinandersetzung mit der Veröffentlichung J.H. Reichholfs. Fischer & Teichwirt, 42 : 21.
- Worthmann H. & S. Spratte (1990). Nahrungsuntersuchungen an Kormoranen vom Grossen Plöner See. Fischer & Teichwirt, 41 : 2-8.
- Zijlstra M. & M.R. Van Eerden (1991). Development of the breeding population of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Netherlands till 1989. In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, 53-60.
- Zijlstra M. & M.R. Van Eerden (1995). Pellet production and the use of otoliths in determining the diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* : trials with captive birds. Ardea, 83 (1) : 123-131.
- Zijlstra M. (1996). Pellet production and the usage of fish remains in determining the cormorants diet. Proceedings of the 1993 Gdansk meeting on Cormorants, Instytut Ekologii PAN, Gdansk.
- Zimmerman H. & E. Rutschke (1991). The Cormorant and fishing in the German Democratic Republic. In : Van Eerden M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, 212-215.
- Zimmerman H. (1993). Die Entwicklung des Kormoranbestandes in der ehemaligen DDR und Auswirkungen auf die Fischerei - Eine Übersicht. In : Trauttmansdorff J. (ed.). Workshop 'Der Kormoran'. Versuch einer Konfliktlösung zwischen Naturschutz und Fischerei. Fachvorträge und Ergebnisse. Umwelt - Schriftenreihe für Ökologie und Ethologie, Heft 20, 10-16.

Position Statement concerning Cormorant Research, Conservation and Management, Gdansk 1993

*Drafted at the 3rd international meeting of the Cormorant Research Group,
13-17 April 1993, Gdansk, Poland.*

FOLLOWING on from meetings in Sweden (1985) and The Netherlands (1989), the third international meeting of the **Cormorant Research Group** was held in Poland and was attended by 109 participants from 20 countries: Austria, Belorussia, Belgium, Bulgaria, Czech Republic, Denmark, Italy, France, Germany, Latvia, Lithuania, Norway, Poland, Portugal, Rumania, Sweden, Switzerland, The Netherlands, Ukraine and United Kingdom. A total of 70 papers was presented by leading experts on Cormorants, particularly those studying the two sub-species in Europe, *Phalacrocorax carbo sinensis* and *P. c. carbo*.

The Group has always been aware that the Cormorant is an ecologically important species that is highly dependent on wetland habitats and is especially vulnerable when concentrated in breeding colonies. The Group believes that the countries which share Cormorant populations should protect them, and the habitats that they use.

The Group notes that, at present, this is recognised in international legislation and agreements, such as the Ramsar Convention 1971, EC Birds Directive 79/409, Bonn and Berne Conventions 1983. Though both sub-species are afforded protection by these, *P. c. sinensis* is listed on Annex 1 of the EC Birds Directive 79/409 and thus qualifies for special protection measures in the EC.

Many of the sites used by Cormorants are also protected under such legislation and agreements, for example as Special Protection Areas or Ramsar sites, and some will obtain further protection under the 'Natura 2000' network of the EC Species and Habitats Directive.

The Group exists primarily to stimulate and coordinate research on all biological and ecological aspects of the species, to collate relevant data and to disseminate the results. The Group is conscious of the need to base management actions on sound scientific principles and findings.

The Group is aware of increasing conflict between fisheries and conservation organisations regarding Cormorant damage, and notes that this was a principal reason for its formation in 1985.

Group members have chosen to study Cormorants because they:

1. are migratory birds that move between political boundaries and have long been vulnerable to different types and degrees of threat;
2. are dependent on marine and freshwater wetlands, and are thus particularly exposed to habitat loss, changes in hunting pressure, pollution and other human activities affecting such habitats;
3. represent top-predators in the ecological food-web and are therefore good indicators of the general health of the water environment;
4. depend on fish and thus impinge on human interests, either commercial or social, giving the potential for real and perceived conflicts amongst fishermen, fishery managers and bird/nature conservationists.

The key findings of the Group to date, as discussed at the Gdansk conference, can be summarised as follows, further details being available directly from the Group, or from its publications:



Population status and trends

1. Cormorant populations have expanded greatly during the last 10-15 years from levels that were previously held low by man. There is still strong population growth in some areas, especially in the northern parts of the European range of *P.c. sinensis*, and the beginnings of (possible) sharp population increases are evident in central European areas also, such as Lithuania and Bulgaria.
2. In 1992, the European breeding populations were estimated at 105,000 pairs for *P.c. sinensis* and 45,000 pairs for *P.c. carbo*. This is the first European-wide estimate for *P.c. sinensis*, whose north-central European population alone rose from 40,000 pairs in 1988 to 77,000 pairs in 1992, a 93% increase. Census data for *P.c. carbo* from the same period are less complete, but the population increased by less than 20% during this time.
3. The most important breeding areas for both sub-species lie in north-western Europe. Denmark and The Netherlands together support more than 50% of breeding *P.c. sinensis* in Europe, whilst Norway and Great Britain are the primary European breeding areas for *P.c. carbo*.
4. The number of Cormorant breeding colonies varies greatly between countries. In general, *P.c. carbo* uses a large number of colonies, which tend to be small in size. In contrast, *P. c. sinensis* uses fewer colonies, with some (usually 1-3) supporting a high proportion of a country's breeding population (often 50-66%). The adaptable *P. c. sinensis* has developed the habit of ground-nesting in some areas (e.g. Denmark, Sweden).
5. There is recent evidence that the numbers of breeding pairs in some of the largest breeding colonies may be stabilising under natural (non-human) influences (e.g. Denmark, The Netherlands). However, there is strong evidence also to indicate that the populations of both sub-species are still likely to increase. This is because new colonies are forming, and there is much apparently suitable habitat not yet occupied.
6. Under natural circumstances, young birds appear to be most important in the formation of new breeding colonies. There

is evidence that movement between colonies by established breeders is relatively uncommon, and occurs mainly in response to human disturbance.

7. Winter numbers have increased in accordance with increases in the breeding populations, and 1992/93 estimates for the winter period indicate the presence of at least 150,000 *P. c. sinensis* and 120,000 *P.c. carbo* in Europe. However, these data are known to be incomplete and thus provide minimum estimates.
8. Currently, the most significant wintering areas in Europe for *P.c. carbo* are Norway, France and Great Britain. For *P. c. sinensis*, France, Italy and Spain, collectively supporting more than 50% of the population, are the primary wintering areas in western Europe.
9. Whilst new, potentially important, wintering areas are developing in central and eastern Europe, there is recent evidence that winter numbers in other parts of the range (e.g. Switzerland) may be stabilising.

Feeding ecology

10. Cormorant diet varies between locations and seasons. The most abundant of the prey types in the diet are usually also amongst the most numerous species present. In some situations, Cormorants may show a clear preference for one or more of the abundant prey types available to them, and thus may be selective.
11. The total daily consumption of prey taken varies between locations and seasons, but is usually between 250-450 g. Generally, the preferred size range of fish prey appears to be 10-20 cm.
12. The current composition of Cormorant diet appears to have been strongly influenced by man, who has altered the natural balance of fish stocks in many situations (e.g. a reduction of predatory fish in the IJsselmeer, The Netherlands); increases in the biomass of Roach in Switzerland; stocking with trout in Great Britain.
13. Cormorants appear adaptable with respect to their fishing strategies. For instance, social-fishing has developed in several countries.



Impact on fish stocks and fisheries

14. Fishery interests in most European countries believe that Cormorants cause damage to fish stocks and fisheries.
15. Impact by Cormorants on fisheries may be of several, inter-related, types: economic (causing loss of income), ecological (affecting habitats, other species or ecotypes) or behavioural (affecting fish behaviour, and hence harvest rates, or the behaviour of fishermen themselves). This distinction has not always been made clear in reported cases of damage, and ecological and behavioural impacts have been little studied.
16. Relatively large losses of fish to Cormorants at individual fisheries have been demonstrated in a number of countries, mainly in extensive fish-farm areas and in the vicinity of fishing gear in lakes and coastal bays. However, the precise economic significance of such damage has rarely been quantified.
17. No significant impact by Cormorants, leading to large reductions in entire fish populations, has been demonstrated under natural conditions (i.e. in natural habitats and at natural fish densities).
18. Cormorant impact is generally most significant in artificial situations, for example where fish are farmed at high density.
19. It is recognised that injury to individual

fish may be important in some situations, perhaps reducing the survival and growth of fish, or reducing the economic value of the stock. However, such effects have yet to be demonstrated.

Current and future management

20. A comprehensive population model, incorporating 'bottle-necks' and mechanisms for population expansion, is currently not available for the Cormorant. Thus, management actions are based on local knowledge only, and consequently the outcome of such measures is uncertain, especially in a European-wide context.
21. Shooting and other scaring techniques are already employed in many countries, though the success of these practices has rarely been documented. In many cases, this is believed to transfer the problem to other locations.
22. There are generally no precise guidelines or criteria applied to assess the scale of alleged damage to fish stocks and fisheries.
23. Whilst illegal persecution of Cormorants occurs in many countries, the scale of this is usually unknown.
24. There is growing pressure in many European countries to control Cormorants at the national level.
25. Only Denmark has an official, national, management plan for Cormorants.

The Group wishes to make maximum use of existing valuable but dispersed information, and notes that the most effective and economic means of collating existing data and gathering critical new data is through the coordination of activities of both amateur and professional researchers throughout Europe.

The following were identified as the principal gaps in current knowledge relating to Cormorants, and the Group hopes that these be recognised as priority research areas for the immediate future:

1. Fish population studies. Including research on fish population dynamics, particularly the role of Cormorants compared to other factors.

2. Impact studies. Detailed studies at different fishery types, and in a range of situations.
3. Damage alleviation. Research into measures (including protective and management) that minimise impacts on fish stocks and fisheries where these occur.
4. Cormorant behaviour. Particularly research into how Cormorants respond to regulation attempts, and the consequences of such actions with respect to numbers and distribution.
5. Habitat selection. Identification of the key factors influencing the selection of breeding, roosting and feeding sites.
6. Individual marking programmes. To allow further quantification of movements, mortality/survival, immigration and emigration. Especially needed in central and eastern parts of Europe (e.g. Poland, the Danube Delta).
7. Recruitment studies. Need to determine age of first breeding in many areas, and to study variations in recruitment rates.
8. Population regulation. Investigations of density-dependent regulation and carrying-capacity effects are needed.
9. Genetic analysis. To re-define the current range of the two sub-species in Europe, especially in areas where the birds are of unknown or mixed status (for example in some parts of Great Britain and France), and to study the genetic composition of 'isolated' groups, for example of Cormorants in Sardinia.

The Group notes the need for a regular synthesis and up-dating of data on Cormorants at an international level.

The Group is keen to encourage continued participation from all countries currently involved in its activities, and would very much welcome more contact with people from the countries not represented to date. Also welcome would be more direct contact with fishery scientists and others who, so far, have had rather little involvement with the Group.

Key recommendations identified at the Gdansk meeting were as follows:

1. That governments and non-governmental organisations provide adequate resources

to address the priority research needs identified above and, in particular, support relevant studies in areas where data are most lacking, for example, in central and eastern parts of Europe: the Baltic States, Poland, Ukraine, Czech and Slovak Republics, Hungary, Rumania, Yugoslavia, Bulgaria and members of the Commonwealth of Independent States etc.

2. That consideration be given to the production of a European-wide management plan for Cormorants. Given sufficient resources, the Group notes that its members could coordinate the production of such a strategy, and realises that full cooperation with fishery and bird conservation organisations will be essential. In the meantime, every effort must be made to ensure that certain general principles are common to all country-specific management plans.
3. That, to allow geographical and time-series monitoring, common standards of approach, methodology, data collection and handling be adopted by all those conducting research into Cormorants.
4. That the type of damage (economic, ecological and behavioural) apparent at particular fisheries always be clearly distinguished and, where possible, scientifically quantified.
5. That actions against Cormorants, both lethal and non-lethal, be appropriately designed and coordinated (regionally, nationally and internationally) with respect to the scale of the problem. The Group would welcome the opportunity to comment on proposed Cormorant management before any actions are taken.
6. That this position statement be circulated to relevant governmental and non-governmental organisations.

The Group recognises that it will need to define clearly its principal aims and role over the next few years, and it may be desirable to enlist further expertise and expand its activities. The Group may soon affiliate with the International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) thus providing a world-wide forum for those interested in cormorant species.

Drafted and produced by J.S. Kirby on behalf of the Cormorant Research Group.

Biilage 2 : Lijst ¹ met de Latijnse en Nederlandse naam ² van vissoorten vastgesteld in het voedsel van de Aalscholver *Phalacrocorax carbo* in Europa.

<i>Abramis ballerus</i>	Brasemblei	<i>Chalcalburnus chalcoides</i>	Donau-alver
<i>Abramis brama</i>	Brasem	<i>Chelon labrosus</i>	Diklipharder
<i>Abramis sapa</i>	Donaubrasem	<i>Chondrostoma nasus</i>	Sneep
<i>Agonus cataphractus</i>	Harnasmannetje	<i>Ciliata mustela</i> (<i>Onos mustelus</i>)	Vijfdradige Meun
<i>Alburnus alburnus</i>	Alver	<i>Clupea harengus</i>	Haring
<i>Alosa fallax/finia</i>	Fint/Elft	<i>Conger conger</i>	Congeraal
<i>Ammodytes/Hyperoplus</i> sp.		<i>Coregonus</i> sp.	
<i>Ammodytes marinus</i>	Noorse Zandpiering	<i>Coregonus albula</i>	Kleine Marene
<i>Ammodytes tobianus</i>	Zandspiering	<i>Coregonus lavaretus</i>	Grote Marene
<i>Anarhichas</i> sp.		<i>Cottus gobio</i>	Rivierdonderpad
<i>Anarhichas lupus</i>	Zeewolf	<i>Crenilabrus melops</i>	Zwartooglipvis
<i>Anguilla anguilla</i>	Paling, Aal	<i>Crenimugil labrosus</i>	
<i>Aphanius fasciatus</i>	Mediterrane Tandkarper	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Kliiplipvis
<i>Aphia minuta</i>	Glasgrondel	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Graskarper
<i>Aspius aspius</i>	Roofblei	<i>Cyprinus carpio</i>	Karper
<i>Atherina boyeri</i>		<i>Dicentrarchus labrax</i>	Zeehaars
<i>Atherina presbyter</i>	Koornaarvis	<i>Eleginus navaga</i>	
<i>Barbus barbus</i>	Barbeel	<i>Enchelyopus cimbrius</i> (<i>Onos cimbrius</i>)	Vierdradige Meun
<i>Belone belone</i>	Geep	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Ansjovis
<i>Blennius gattorugine</i>	Gehoornde Slijmvis	<i>Esox lucius</i>	Snoek
<i>Blicca bjoerkna</i>	Kolblei	<i>Eutrigla gurnardus</i>	Grauwe Poon
<i>Gallionymus lyra</i>	Pitvis	<i>Gadus morhua</i>	Kabeljauw
<i>Carassius carassius</i>	Kroeskarper		

¹ Deze lijst van Europese prooivissen van Aalscholvers is onvolledig.

² Als referentiegegevens voor de namen van vissen werden de volgende gidsen geraadpleegd : Ruiting, 1958; Wheeler, 1969; Blanc *et al.* 1972; Lythgoe & Lythgoe, 1976; Maitland, 1980; Nijssen & De Groot, 1987 en C.V.B., 1992.

<i>Gambusia affinis</i>		<i>Lota lota</i>	Kwabaal
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Driedoornige Stekelbaars	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	IJslandse Bandvis
<i>Gobius/Potamoschistus</i> spec.		<i>Mallotus villosus</i>	Lodde
<i>Gobius niger</i>	Zwarte Grondel	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Schelvis
<i>Gymnommodytes semisquamatus</i>	Naakte Zandspiering	<i>Merlangius merlangus</i>	Wijting
<i>Gymnocephalus cernua/schraetser</i>		<i>Micromesistius poutassou</i>	Blauwe Wijting
<i>Gymnocephalu cernua</i>	Pos	<i>Microstomus kitt</i>	Tongschar
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Lange Schar	<i>Molva molva</i>	Leng
<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Heilbot	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Zeedonderpad
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Smelt	<i>Noemacheilus barbatulus</i>	Bermpje
<i>Hypophthalmichthys</i> sp.		<i>Onos</i> sp.	
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Zilverkarper	<i>Osmerus eperlanus</i>	Spiering
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Grootkopkarper	<i>Pelecus cultratus</i>	
<i>Ictalurus melas</i>	Zwarte Dwergmeerval	<i>Perca fluviatilis</i>	Baars
<i>Labrus bergylta</i>	Gevlekte Lipvis	<i>Petromyzon marinus</i>	Zeeprik
<i>Labrus mixtus</i>	Koekoekslipvis	<i>Pholis gunnellus</i>	Botervis
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Rivierprik	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elrits
<i>Lepomis gibbosus</i>	Zonnebaars	<i>Phrynorhombus norvegicus</i>	
<i>Leucaspis delineatus</i>	Vetje	<i>Platichthys flesus</i>	Bot
<i>Leuciscus cephalus</i>	Kopvoorn	<i>Pleuronectes platessa</i>	Schol
<i>Leuciscus idus</i>	Winde	<i>Pollachius pollachius</i>	Pollak
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Serpeling	<i>Pollachius virens</i>	Koolvis
<i>Limanda limanda</i>	Schar	<i>Pomatoschistus microps</i>	Brakwatergrondel
<i>Liza ramada</i>	Dunlipharder	<i>Pomatoschistus minutus</i>	Dikkopje
		<i>Pseudorasbora parva</i>	
		<i>Raniceps raninus</i>	Vorskwab

<i>Rutilus rubilio</i>	Adriatische Blankvoorn
<i>Rutilus rutilus</i>	Blankvoorn
<i>Salmo gairdneri</i>	Regenboogforel
<i>Salmo salar</i>	Zalm
<i>Salmo trutta</i>	Zeeforel, Beekforel
<i>Salvelinus alpinus</i>	Beekridder
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rietvoorn
<i>Scomber scombrus</i>	Makreel
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Griet
<i>Sebastes</i> sp.	
<i>Serranus</i> sp.	
<i>Solea solea</i>	Tong
<i>Sparus aurata</i>	
<i>Spinachia spinachia</i>	Zeestekelbaars
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprot
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Snoekbaars

<i>Syngnathus abaster</i>	
<i>Syngnathys typhle</i>	Trompetterzeenaald
<i>Taurulus bubalis</i>	Groene Zeedonderpad
<i>Thymallus thymallus</i>	Vlagzalm
<i>Tinca tinca</i>	Zeelt
<i>Trachinus draco</i>	Grote Pieterman
<i>Trachinus</i> sp.	
<i>Trachurus trachurus</i>	Horsmakreel
<i>Trigla lucerna</i>	Rode Poon
<i>Trisopterus</i> sp.	
<i>Trisopterus luscus</i>	Steenbolk
<i>Trisopterus minutus</i>	Dwergbolk
<i>Vimba vimba</i>	Blauwneus
<i>Zeugopterus punctatus</i>	Gevlekte Griet
<i>Zoarces viviparus</i>	Puitaal