

Strandmorfometri, vattenståndsförhållanden och vegetation vid Nerängarna och Lillåns utlopp i Emån, NV Emsfors.



Börje Ekstam, Tommy Karlsson & Jonas Wäglind
Inst för Biologi och Miljövetenskap
Högskolan i Kalmar

Reviderad version
Oktober 2004

Introduktion

Området vid Emsfors kraftstation innehåller våtmarker, i och i anslutning till Emån, som kan bli aktuella för reservatsbildning. Vidare undersöks möjligheterna att förbättra för lax och havsöring att passera Emsfors. Ett alternativ är att riva ut dammen vid Emsfors och att restaurera de rensade partierna av vattendraget. Detta befaras emellertid medföra en vattenståndssänkning med negativa effekter på våtmarksområdet och malbiotoper uppströms Emsfors. Länsstyrelsen i Kalmar har därför beslutat att utreda frågan vidare för att få underlag till kommande beslut.

På uppdrag av Länsstyrelsen (2003-09-02, 511-8028-00) har Högskolan i Kalmar därför gjort en utredning av hur våtmarksområdet uppströms Emsfors kraftverk kommer att påverkas av ett restaureringsalternativ, utan damm med restaureringar av trösklar i åfåran, jämfört mot att dammen hålls på nuvarande dämningssgräns 9.85m. I uppdraget ingick att beskriva våtmarkerna, vid Nerängarna och Lillåns utlopp i Emån, med en översiktlig vegetationskarta. Vidare skulle en bedömning göras av sentida vegetationsförändringar i området och deras orsaker, samt hur eventuell förekomst av skyddsvärda vegetationstyper påverkas av de olika alternativen.

Med föreliggande rapport slutredovisas härmed uppdraget.

Kalmar 5 oktober 2004
Börje Ekstam

Metoder

Inventeringsmetodik

Fältinventeringen genomfördes under perioden 24/6-3/7, samt 3/9-4/9 2003.

Undersökningsområdet indelades i tre olika enheter: utmed Emåns strandlinje, Lillåns utlopp i Emån och de översilade Nerängarna. Inom dessa tre enheter undersöktes fem transekter A-D samt N (se figur 1, tabell 1).

Transekt A representerar Emåns strandlinje med dess strandbankar och olikartade karaktär. En planerad förlängning av transekt A mot väster undersöktes inte eftersom arbetet försvårats och försenats av kraftiga regn som gett upphov till högt vattenstånd.

Transekt B-C representerar nedre delen och D den övre delen av Lillåns utlopp i Emån medan transekt N valdes för att representera Nerängarnas relativt likartade och homogena vegetationsstruktur.

Orienteringen i fält skedde med hjälp av IR-bilder/ortofoto (960804), kompass och fasta landmärken.

Utmed varje transekt placerades provrutor (1 m²) med 10 meters mellanrum (30m mellanrum i transekt N), samt när pors/vide, snårvinda eller bladvass påträffades som nya arter i transekten. Första rutan i östra transekten placerades strax under högsta högvattenlinjen som identifierades med ledning av driftränder eller med hjälp av vegetationens sammansättning.

Samtliga provtytor markerades i med stakkäppar i provytans mitt för att senare kunna geokoordineras och nivåavvägas. Provyternas koordinater (System RT90 2.5 gonV) och bottennivåer (höjdsystem Rh70) redovisas i Bilaga 1.

I varje provyta noteras förekomsten av alla kärlväxter. Transekt ÖA och ÖB undersöktes den 24/6, ÖC och ÖD den 25/6, N den 26/6, VD den 30/6, VC och VB (de första 160 metrarna) den 1/7 och återstående del av VB den 3/9. Växterna artbestämdes med hjälp av Ekholm m fl (1991), Mossberg m fl (1992) och Krok & Almquist (2001). Nomenklaturen följer Krok & Almquist (2001).

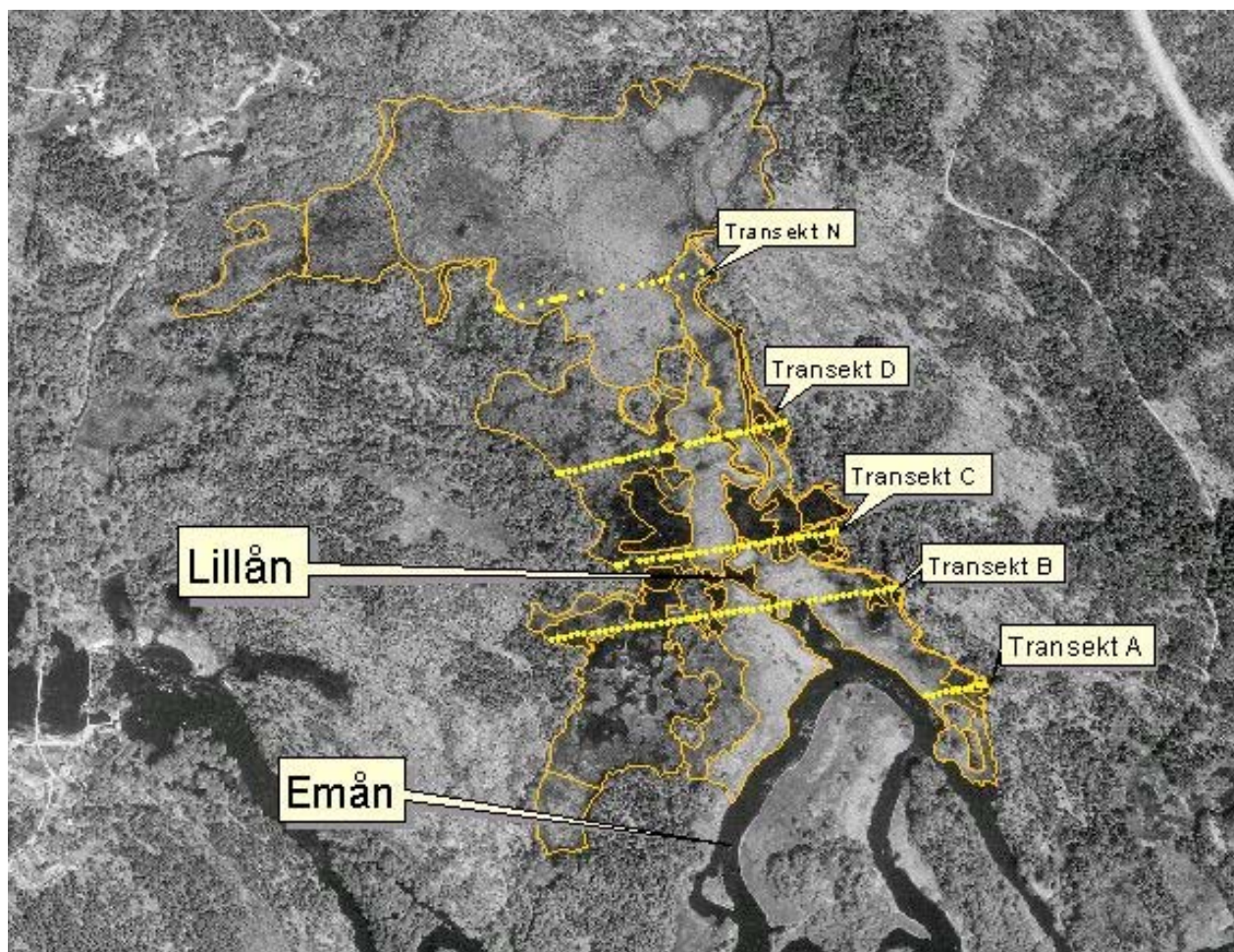
I varje provruta mättes vattendjup med 5 cm noggrannhet under 10 cm djup och därunder i 10 cm intervaller. Med vattendjup avses vattennivåer över 5 cm djupt.

Förekomst och mäktighet av organogena lager (torv etc) mättes med en sonderingsborr ned till ett maximalt djup av 80 cm i transekt A – D och ned till 50 cm torvdjup i transekt N.

Vegetationskarteringsmetodik

Vegetationskartering genomfördes 3/9-4/9 2003. Växtsamhällen urskiljdes och namngavs med ledning av de arter som uppträder i störst mängd (Ekstam 1996). Om en art täcker mer än 50 % av markytan får den arten ensam ge namn åt samhället. Om den dominerade artens täckningsgrad inte överstiger 50 % nämns även den art som uppträder i näst störst mängd. Om dessa arter tillsammans täcker mer än 50 % av markytan får de tillsammans ge namn åt samhället.

De norra delarna av Nerängarna och de sydvästra delarna av undersökningsområdet flygbildtolkades endast (Figur 1).



Figur 1. Det undersökta området vid Lillåns utlopp i Emån, nordväst om Emsfors. Punkterna med tillhörande beteckningar visar läget för de transekter där förekomsten av kärlväxter och bottenförhållanden beskrivits.

Tabell 1

Antalet undersökta provrutor samt transekternas totala längd.

Transekt	Antal rutor	Längd (m)
A	12	90
B	56	512
C	40	327
D	40	344
N	17	304
Totalt	165	1577

Vegetationsbeskrivningar

I strandvåtmarkers övre del, i anslutning till medelhögvattenlinjen, finns vanligen en zon med fuktig gräs- och örtvegetation (epilittoral). Nedanför denna uppträder ofta en zon (övre geolitoral) med örter och lågvuxna starrarter som är mer dränkningstoleranta. Där hävden upphört koloniserar efterhand dessa övre strandzoner av jämförelsevis dränkningståliga busk- och trädarter, samt högvuxna gräs och örter. Sådana övergångszoner mellan land och våtmark är påtagligt smala eller saknas i de undersökta delarna av Nerängarna och Lillåns utlopp i Emån. Utmed östra stranden finns en relativt skarp, topografiskt betingad, gräns mellan dränkingsintolerant landvegetation (tex väggmossa, *Pleurozium schreberi*) och våtmarksvegetation. Typiska funktängs- och lågstarrarter som tuvtåtel, gåsört, hirsstarr, krypven, brunven (*Deschamsia caespitosa*, *Potentilla anserina*, *Carex panicea*, *Agrostis stolonifera*, *A. canina*) förekom således inte i någon av transekternas provytor, medan hundstarr, åkermyntha och älgört (*Carex nigra*, *Mentha arvensis*, *Filipendula vulgaris*) endast förekom 3, 1 respektive 2 provytor. Den smala littorala övergångszonen markerades av buskar som pors, brakved och viden (*Myrica gale*, *Frangula alnus*, *Salix spp*). En lista med de arter som påträffades redovisas i bilaga 2.

Nerängarna – transekt N

Området översilas av Lillån vilket resulterar i omfattande järnutfällningar. Jordarten är huvudsakligen av organisk karaktär och marken består till stora delar av s k gungfly.

Området är vegetationsmässigt relativt homogent. Det domineras av bladvass och högvuxna starrarter (*Phragmites australis*, *Carex spp*) i olika successionsstadier (figur 2). I den västligaste delen dominerar olika starr (*Carex spp.*) med inslag av klibbal (*Alnus glutinosa*), glasbjörk (*Betula pubescens*) och vide (*Salix sp.*). Mellan Lillåns flöden finns dessutom ett mindre område med bredbladigt kaveldun (*Typha latifolia*). Vanligt förekommande arter i Nerängarnas starr- och vassamhällen är bunkestarr (*Carex elata*), kärrsilja (*Peucedanum palustre*), sjöfräken (*Equisetum fluvialtile*) och trådstarr (*Carex lasiocarpa*).



Figur 2: Vassvegetation i Nerängarna. Transekt N, ruta 225, fotoriktning mot norr.

Några mindre öppna vattenytor med blåsäv (*Schoenoplectus tabernaemontani*) och näckrosor (*Nymphaeaceae*) ingår också i området. Förutom gul och vit näckros (*Nuphar lutea* och *Nymphaea alba*) finns i dessa dybläddra (*Utricularia intermedia*), vattenbläddra (*Utricularia vulgaris*), dyblad (*Hydrocharis morsus-ranae*) och den i Kalmar län sällsynta bäcknaten (*Potamogeton polygonifolius*).

I den sydvästra delen finns ett mindre antal blockrika öar som domineras av ek (*Quercus robur*) och, stundtals mycket gamla, tallar (*Pinus sylvestris*). Strax innanför strandzonen förekommer en del pors (*Myrica gale*), sjöfräken (*Equisetum fluviatile*) och olvon (*Viburnum opulus*). På öarna finns också mindre vattenfyllda sänkor med missne (*Calla palustris*) och svärdsilja (*Iris pseudacorus*).



Figur 3: Blockrik ö med ek, asp, gran och enstaka gamla tallar. Nyckelbiotop (se vidare text).

Lillåns utlopp i Emån – transekt D, C och B

Området översvämmas av Emån och översilas av Lillån. Markyta och växtdelar täcks av kraftiga järnutfällningar. Jordarten är huvudsakligen av organisk karaktär och marken består till stora delar av s.k. gungfly (se fig. 4-7).

Området är vegetationsmässigt relativt komplext med vassar, starrmader och ett flertal större vattenspeglar där blåsäv (*Schoenoplectus tabernaemontani*) och näckrosor (*Nymphaeaceae*) ingår. I dessa och andra blötare partier finns dybläddra (*Utricularia intermedia*), vattenbläddra (*Utricularia vulgaris*), bäcknate (*Potamogeton polygonifolius*) och kransslinga (*Myriophyllum verticillatum*). I övrigt domineras starr (*Carex sp.*), främst bunkestarr (*Carex elata*) och trådstarr (*C. lasiocarpa*), blåsäv (*Schoenoplectus tabernaemontani*) och bladvass (*Phragmites australis*). Övriga vanligt förekommande växter är kärrsilja (*Peucedanum palustre*) och sjöfräken (*Equisetum fluviatile*).



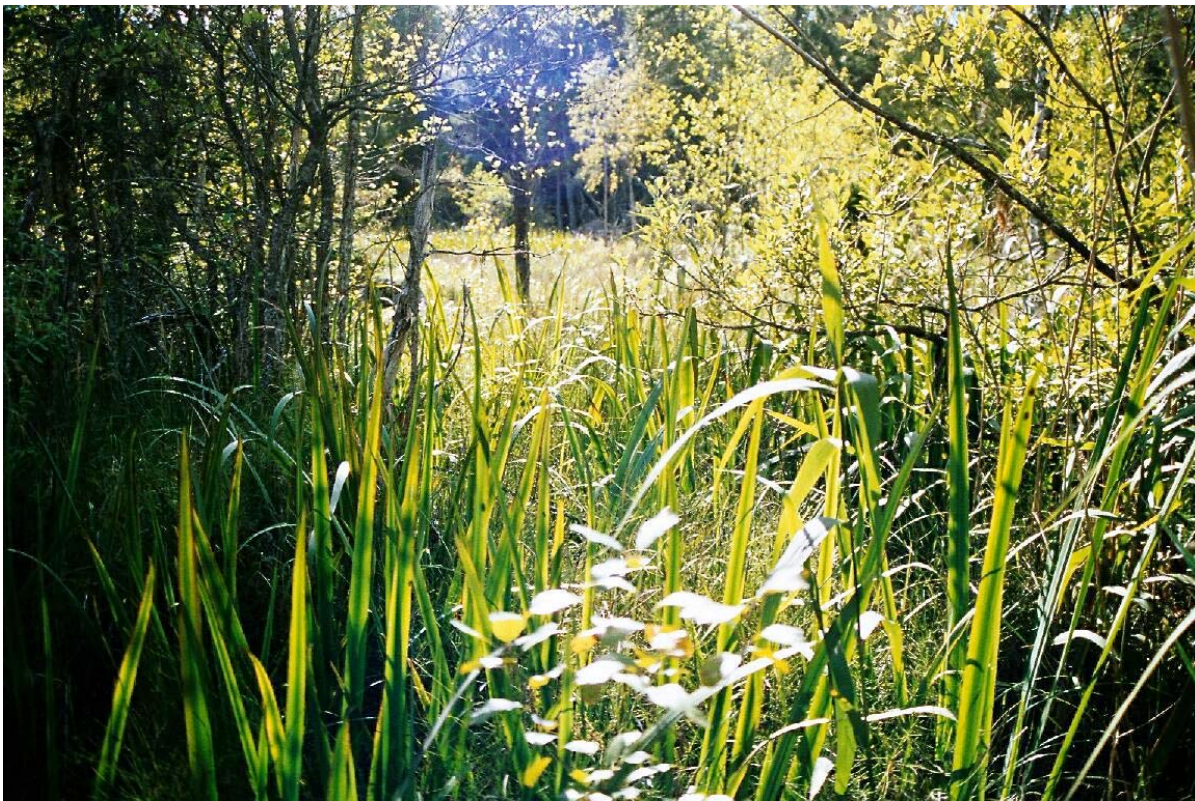
Figur 4: Västra delen av transekt D vid ruta 140m.

I norr finns fyra blockrika öar med barrblandskog. Öarna domineras av asp (*Populus tremula*), klibbal (*Alnus glutinosa*) och tall (*Pinus sylvestris*), samt björnbär (*Rubus sp.*) och olvon (*Viburnum opulus*). Även i söder finns en ö med liknande vegetation. På denna ö påträffades resterna av en gammal ängslada.



Figur 5. Högstarrvegetation i västra delen av transekt C, ruta 150. Bildriktning sydost.

Området angränsar till en nyckelbiotop (muntl. Åsa Johansson, Länsstyrelsen Kalmar 2003) med äldre, blockrik barrblandskog i nordväst (för definition av nyckelbiotop se Karlsson m fl 1994). I gränsen mellan nyckelbiotopen och våtmarken finns mindre vattenfyllda sänkor med svärdsilja (*Iris pseudacorus*), missne (*Calla palustris*) och vattenblink (*Hottonia palustris*).



Figur 6. Svärdsilja

På en av öarna påträffade vi häckande fiskgjuse (*Pandion haliaetus*, fig. 7) som finns upptagen i fågeldirektivet (Cederberg & Löfroth 2000). Dessutom fann vi i området den citronfläckade kärrtrollsländan (*Leucorrhinia pectoralis*) som ingår i habitatdirektivet (Cederberg & Löfroth 2000).

Utmed Emåns strandlinje – transekt A

Området översvämmas av Emån. Jordarten är huvudsakligen av organisk karaktär.

Området domineras av bladvass (*Phragmites australis*). Alldeles intill ån finns stora bestånd av snårvinda (*Calystegia sepium*), vilka växer slingrandes på bladvass (figur 8). Det finns även ett mindre bestånd med besksöta (*Solanum dulcamara*) slingrandes på bladvass. Övriga vanligt förekommande arter är bunkestarr (*Carex elata*), grenrör (*Calamagrostis canescens*) och topplösa (*Lysimachia thyrsiflora*).

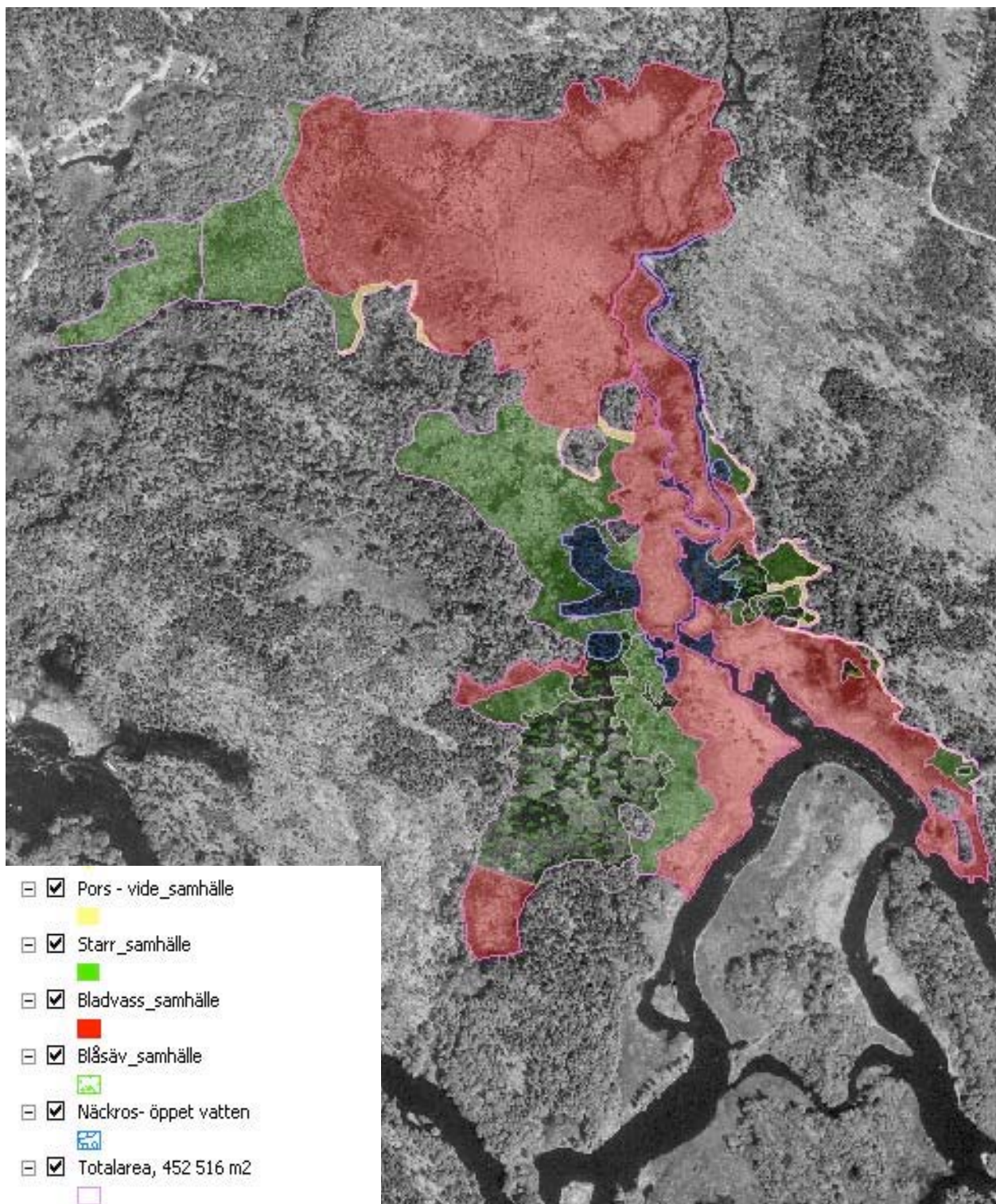


Figur 7. Fiskgjusebo



Figur 8. Transekt A, provyta 80. Bladvass nedtryckt av kraftiga bestånd med snårvinda.

I figur 9 redovisas en översiktlig vegetationskarta. De olika vegetationstypernas areal inom de karterade området redovisas i tabell 2.



Figur 9. Vegetationskarta

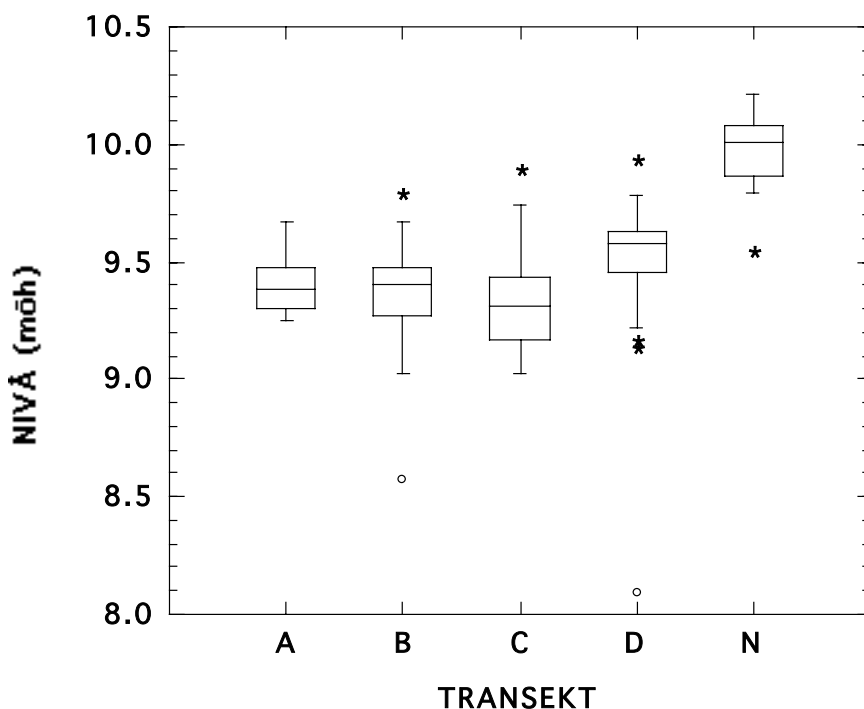
Tabell 2. Urskiljda, karterade växtsamhällen, areal och totalareal (totalt 45.3 ha) i det undersökta våtmarksområdet (se figur 9).

Växtsamhälle	Antal områden	Total areal (ha)
Bladvass-samhälle	9	26,6
Blåsäv- samhälle	8	4,7
Näckros- samhälle	8	2,1
Pors-vide- samhälle	6	0,6
Starr- samhälle	13	11,3
Totalt	44	45,3

Växternas utbredning och fördelning i nivågradienten

Bottennivåer

Mätningarna av bottennivåerna i transekterna på vardera sida om Lillåns utlopp i Emån (A-D) visar att området är beläget inom ett ganska snävt höjdiintervall, mellan 9 och 10 möh (Figur 10). Transekterna avspeglar sjunkande nivåer från A till C, med ökad andel lågt belägna ytor. Transekt C ligger intill en sänka med mer öppet vatten (Figur 1). På andra sidan denna sänka stiger bottennivåerna så att merparten av transekt D ligger på högre nivå än A-C. Nerängarna (transekt N) avviker med en mediannivå på 10.0 möh, vilket är 60 cm högre än i transekt A och B.



Figur 10: Boxdiagram för bottennivåer i transekterna. Horisontella streck visar medianvärdet, fyrkanterna visar interkvartilbredden och de vertikala strecken visar max resp. minvärde om avvikande värden (stjärnor och ringar) saknas.

Växternas fördelning i djupgradienten

Sambandet mellan olika växtgruppers förekomst och bottennivå undersöktes först med hjälp av logistiska regressionsmodeller. Avsikten var att finna nivåintervall där man med viss sannolikhet påträffar en art eller en funktionell växtgrupp (tex flytbladsväxter, vassar eller högvuxna starrarter). Regressionsmodellerna visade sig dock vara svaga, de hade liten förmåga att förklara växternas utbredningsmönster i transekterna.

Därefter analyserades högfrekventa arters och växtgruppers kärnutbredningar i nivågradienten. Med kärnutbredning avses här interkvartilbredden (25é till 75é percentilen, "fyrkanterna" i ett boxdiagram) för de bottennivåer där en art eller en växtgrupp förekommer. Vid analysen behandlades transekt A och B som ett prov eftersom bottennivåerna var lika.

Kärnutbredningarna visar utbredningsskillnader såväl mellan arter/artgrupp som mellan transekter inom art/artgrupp. Vidare framträder stort överlapp i utbredningarna för arter/artgrupper. I figur 11 och 12 visas exempel på boxdiagram med kärnutbredningar för flytbladsväxter (*Potamogeton natans*, *P. polygonifolius*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Sparganium natans*) respektive högstarrväxter (*Carex elata*, *C. lasiocarpa*, *C. vesicaria*, *C. rostrata*).

I tabell 3 redovisas kärnutbredningarna för de högrekventa arter och artgrupper som använts i analysen av sambandet med vattenregimen. Jämfört med transekt AB är kärnutbredningarnas nivågränser förskjutna nedåt i transekt C (undantag klibbal,porrs,brakved). Avvikelseerna i absoluta tal är dock små (medelvärde 8cm). I transekt D är däremot kärnutbredningarna förskjutna mot högre nivå, i genomsnitt 18cm, jämfört med AB. De största avvikelseerna mot AB uppvisar transekt N där kärnutbredningarnas nivågränser i genomsnitt ligger 59cm högre. Nivåförskjutningarna, som är förhållandevis samstämmiga inom och mellan växtgrupp, approximeras av medianvärdet för transekternas bottennivåer.

Tabell 3: Nivågränser för våtmarksväxters kärnutbredning i de undersökta transekterna. Med kärnutbredning avses interkvartilbreddens nedre (25e percentilen) och övre (75e percentilen) gräns för förekomster i transekternas nivågradient. För jämförelser med växtutbredningarna redovisas även median och maximum för transekternas bottennivå (jmf fig 11).

	Transekt				Antal förek.	Nivådifferens		
	AB	C	D	N		C-AB	D-AB	N-AB
Klibal, pors, brakved					39			
nedre	9.19	9.35	9.59	*		0.16	0.40	*
övre	9.48	9.57	9.66	*		0.09	0.19	*
Högört/lågstarr**					44			
nedre	9.41	9.28	9.59	9.92		-0.13	0.18	0.51
övre	9.56	9.53	9.68	10.10		-0.02	0.13	0.54
Sjöfräken					119			
nedre	9.28	9.15	9.42	9.89		-0.13	0.14	0.61
övre	9.47	9.41	9.65	10.09		-0.06	0.18	0.62
Bunkestarr					133			
nedre	9.29	9.20	9.47	9.87		-0.09	0.18	0.57
övre	9.48	9.47	9.63	10.07		-0.01	0.16	0.60
Bladvass					77			
nedre	9.24	9.18	9.47	9.86		-0.07	0.23	0.62
övre	9.42	9.40	9.62	10.07		-0.02	0.20	0.65
Flybladsväxter**					48			
nedre	9.21	9.11	9.24	*		-0.10	0.03	*
övre	9.40	9.31	9.50	*		-0.09	0.10	*
Bottennivå (max)	9.78	9.89	9.92	10.21		0.11	0.14	0.43
(median)	9.40	9.31	9.57	10.00		-0.09	0.17	0.6

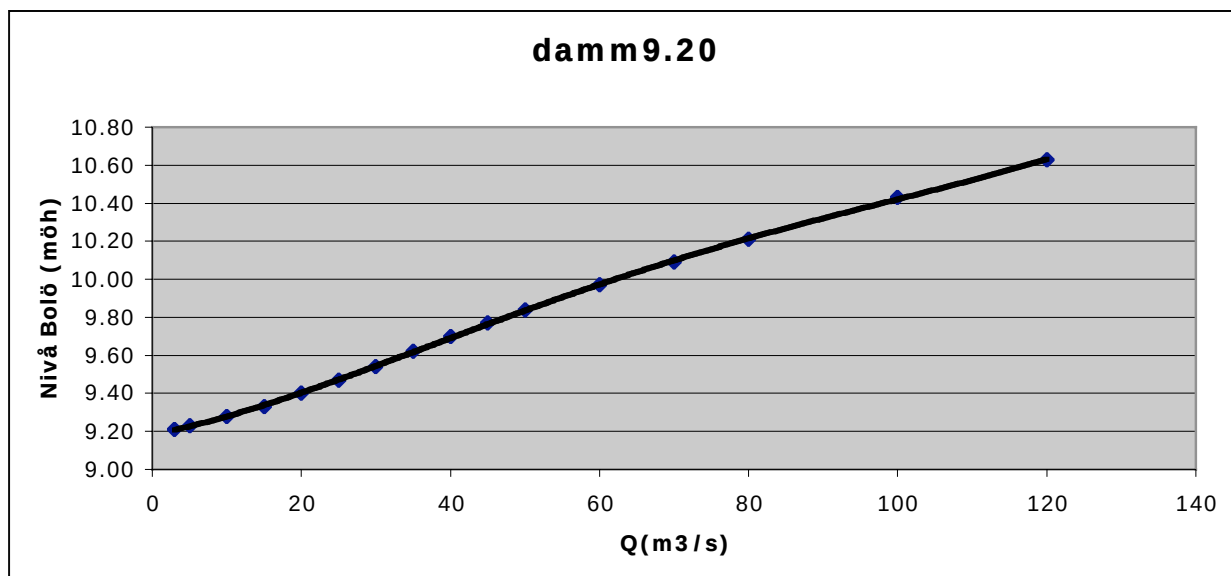
*få förekomster (n=3)

**Högört/lågstarr inkluderar älgört, åkermyntha, hampflockel, strandlysning och hundstarr (*Filipendula ulmaria*, *Mentha arvensis*, *Eupactoria cannabina*, *Lysimachia vulgaris*, *Carex nigra*). Flytbladsväxter, se löpande text.

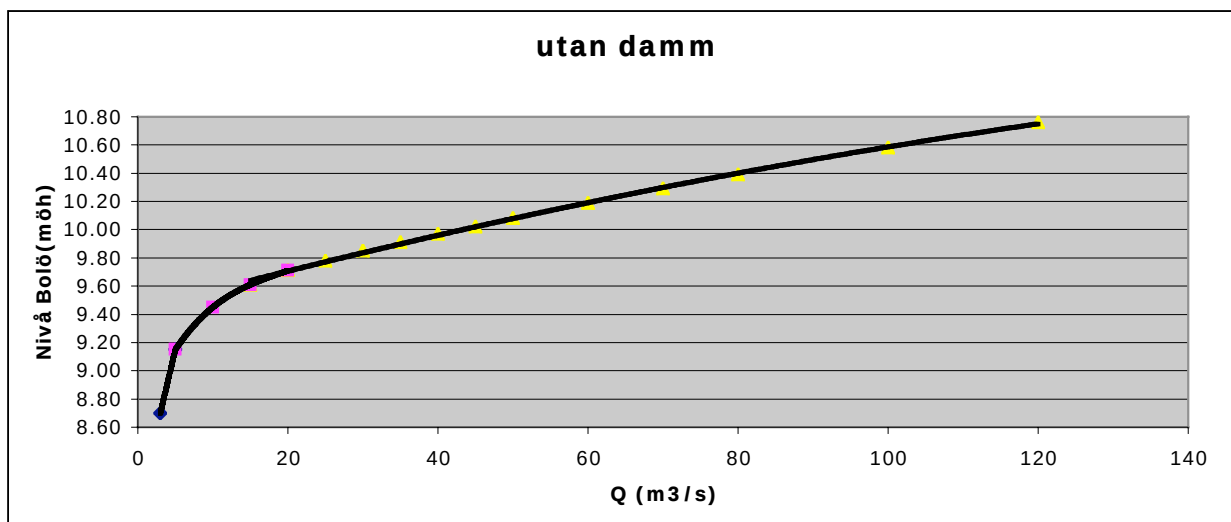
Vattenståndsvariationer vid Bolö

Modellberäkningar av vattenståndet vid sektion 8 Bolö, nära Lillåns utlopp i Emån, vid olika vattenföring och olika dämningarnas alternativ vid Emsfors, har utförts av SMHI (Jonas Sjögren, BILAGA 2). Med ledning av dessa värden anpassades kurvor som beskriver sambandet mellan vattenföring i Emsfors och vattenståndet i Bolö vid två dämningarnas nivåer i Emsfors (9.20 resp. 9.85) samt vid restaureringsalternativ 3, utan dämning.

Vid dämning 9.20 kunde sambandet mellan vattennivå i Bolö(y) och vattenföring(Q ; $3 - 120 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) beskrivas med ett polynom som förklarade drygt 99.98% av variationen (Figur 13, $y = 0.000000010Q^4 - 0.000002721Q^3 + 0.000219827Q^2 + 0.007604306Q + 9.183472396$). Motsvarande polynom vid dämning 9.85 förklarade 99.99% av variationen i vattennivå ($y = -0.0000000069Q^4 + 0.0000016430Q^3 - 0.0001023033Q^2 + 0.0081410892Q + 9.857965592$).



Figur 13: Vattenstånd(nivå) vid Bolö som funktion av vattenföring vid Emsfors då en dämningarnas nivå på 9.20 tillämpas.



Figur 14: Vattenstånd vid Bolö som funktion av vattenföring vid Emsfors då restaureringsalternativ 3, utan damm, tillämpas.

För att erhålla lika stor förklaringsgrad av vattenståndsvariationen i Bolö vid restaureringsalternativ 3 krävdes tre bitvisa regressioner (figur 14):

För vattenföring (Q) mellan $3\text{--}5\text{m}^3\text{s}^{-1}$

$$y = 0.225x + 8.025$$

För vattenföring (Q) mellan $5\text{--}25\text{m}^3\text{s}^{-1}$

$$y = 0.0001067Q^3 - 0.006Q^2 + 0.1313333Q + 8.63$$

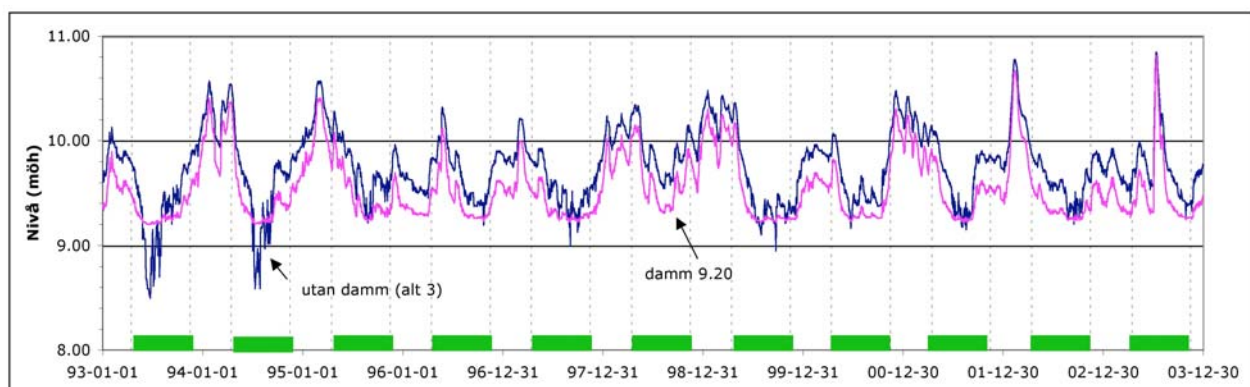
För vattenföring (Q) mellan $25\text{--}120\text{m}^3\text{s}^{-1}$

$$y = -0.0000283Q^2 + 0.0144069Q + 9.4293942$$

Med hjälp av dessa funktioner och kända vattenföringar vid Emsfors kan inom- och mellanårsvariationen i vattennivå vid Bolö illustreras för olika vattenregimer (figur 15). Under åren 1993-2002 överskreds den i regressionerna använda intervallet för dygnsmedel-vattenföringen bara vid sex dygn, vilket innebär att oönskade extrapoleringseffekter på kurvan kan försummas. Under vegetationsperioden var vattenföringen alltid mindre än $120\text{m}^3\text{s}^{-1}$.

Notera att restaureringsalternativet skulle ha medfört fler fall av låga nivåer under vegetationsperioden. Vidare skulle vattenståndet ha minskat något långsammare och ökat något snabbare i början respektive slutet av vegetationsperioden jämfört med "dämnings 9.20".

Vegetationsperiodens vattenståndskaraktäristika för regimen "damm 9.20" visar att tioårsperioden 1993-2002 inte avviker påtagligt från tjugoförårsperioden 1983-2002 (tabell 4). Den fortsatta analysen utgår därför från vattenföringen under perioden 1993-2002.



Figur 15: Vattenståndets inom och mellanårsvariationer i Bolö åren 1993 – 2003 vid två antagna vattenregimer i Emsfors, viz. med "damm 9.20" respektive "restaureringsalternativ 3-utan damm". Vegetationsperioden som här approximeras till 15 april-15 november är markerad med streckade linjer.

Tabell 4:

Vattenståndskaraktäristika (veg per)

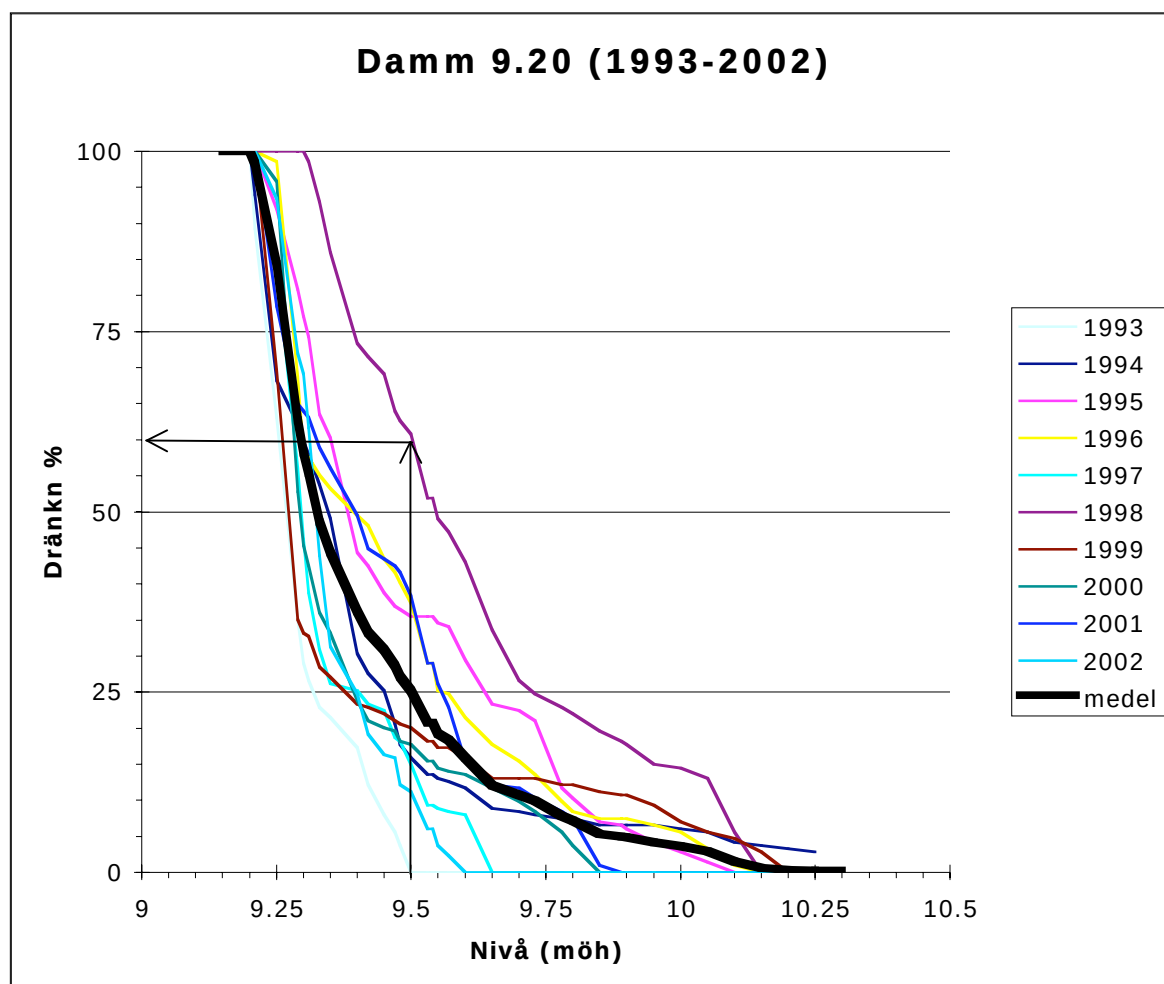
enl damm 9.20	20år	10år
MHV (medelmax)	10.00	9.93
MLV (medelmin)	9.24	9.23
Amplitud	0.76	0.70

Dränkingsvaraktigheter under vegetationsperioden

En avgörande faktor för differentieringen av växternas fördelning i en strandnivågradient är växternas förmåga att uthärda de problem som följer av att substratet är vattenmättat (se tex. Keddy 2000). Med hjälp av ovan beskrivna scenarios för vattenståndet vid Bolö under vegetationsperioden, åren 1993-2002, beräknades den genomsnittliga dränkingsvaraktigheten på olika nivåer. Med dränkingsvaraktighet avses det antal dagar under vegetationsperioden som vattennivån var större eller lika med en given nivå i stranden. Vegetationsperioden approximeras till 15 april-15 november (214 dagar). Dränkingsvaraktigheten uttrycks i procent av antalet dagar.

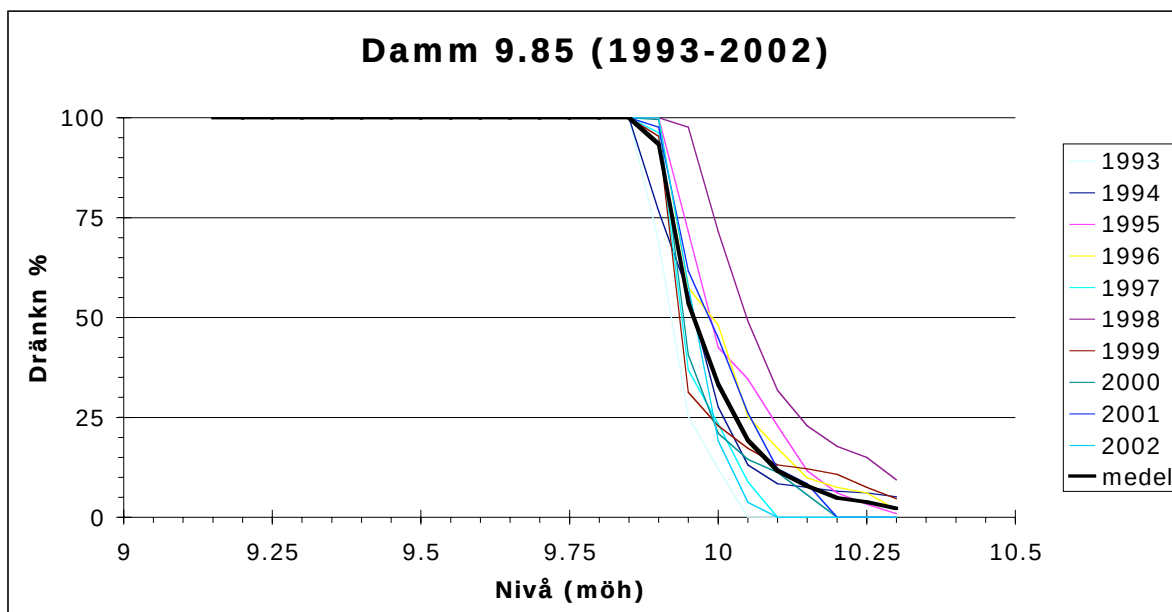
Figur 16-18 redovisar dränkingsvaraktigheter åren 1993-2003 för tre olika vattenregimer, med damm 9.20, med damm 9.85 respektive restaureringsalternativ 3 – utan damm. Figur 19 jämför medelvärden för de tre regimerna under tioårsperioden.

Notera att ”damm 9.20” (figur 16) under tioårsperioden orsakat stora mellanårsvariationer i dränkingsvaraktighet vid ”högre” nivåer. Vid nivån 9.5m varierar dränkningen mellan 0 och ca 60%. Nivån 9.20m har däremot varit dräkt hela vegetationsperioden alla åren. Hälften av åren har vattennivån överskridits 10m, men bara ett av åren med en varaktighet större än 10% (ca tre veckor).

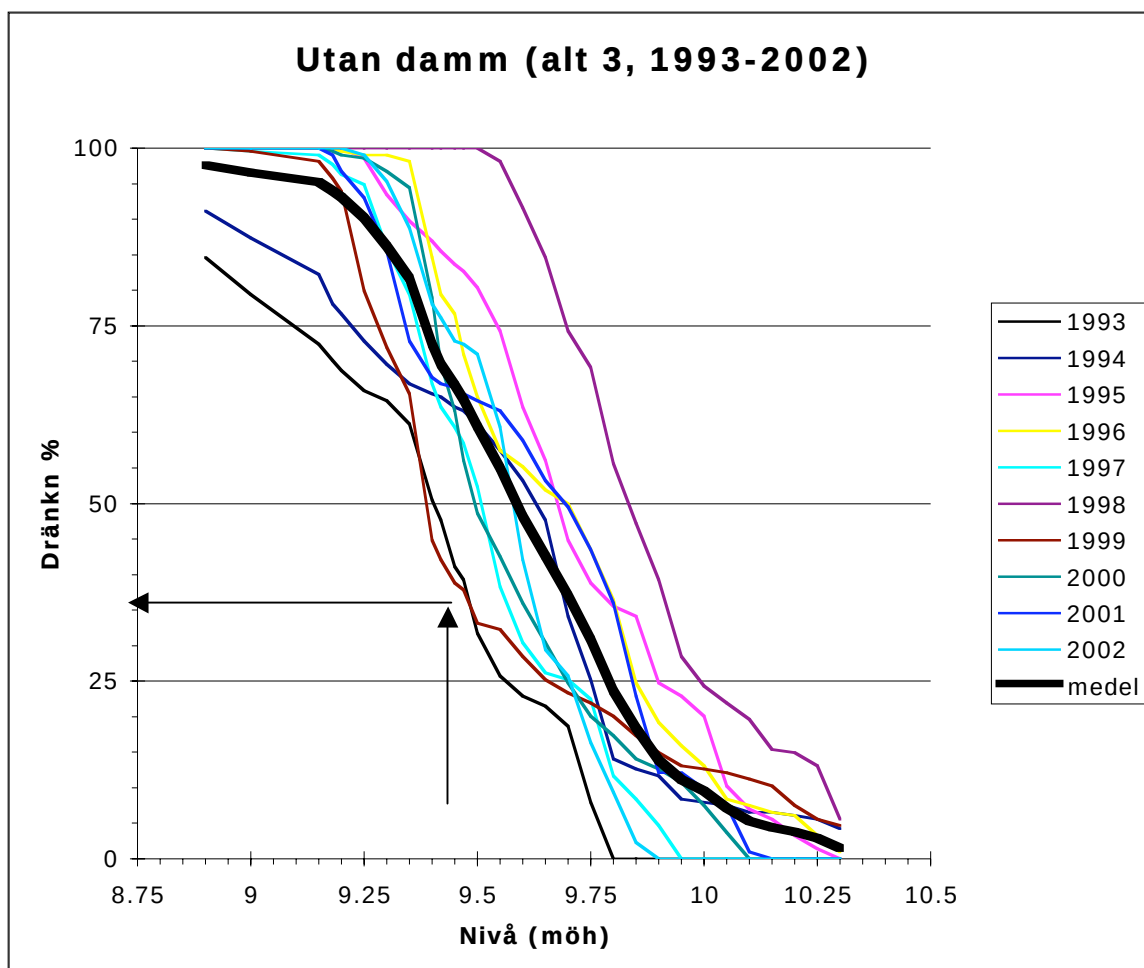


Figur 16: Dränkingsvaraktigheter (% av vegetationsperioden) vid ”damm 9.20”

Om dämning vid 9.85 tillämpats i Emsfors skulle nivån 9.80m ha varit dräkt under hela vegetationsperioden alla åren (figur 17). Vidare skulle nivån 10.10m ha överskridits, med en varaktighet större än 10%, under 6 av de 10 åren. Mellanårsvariationerna skulle vara jämförelsevis små.



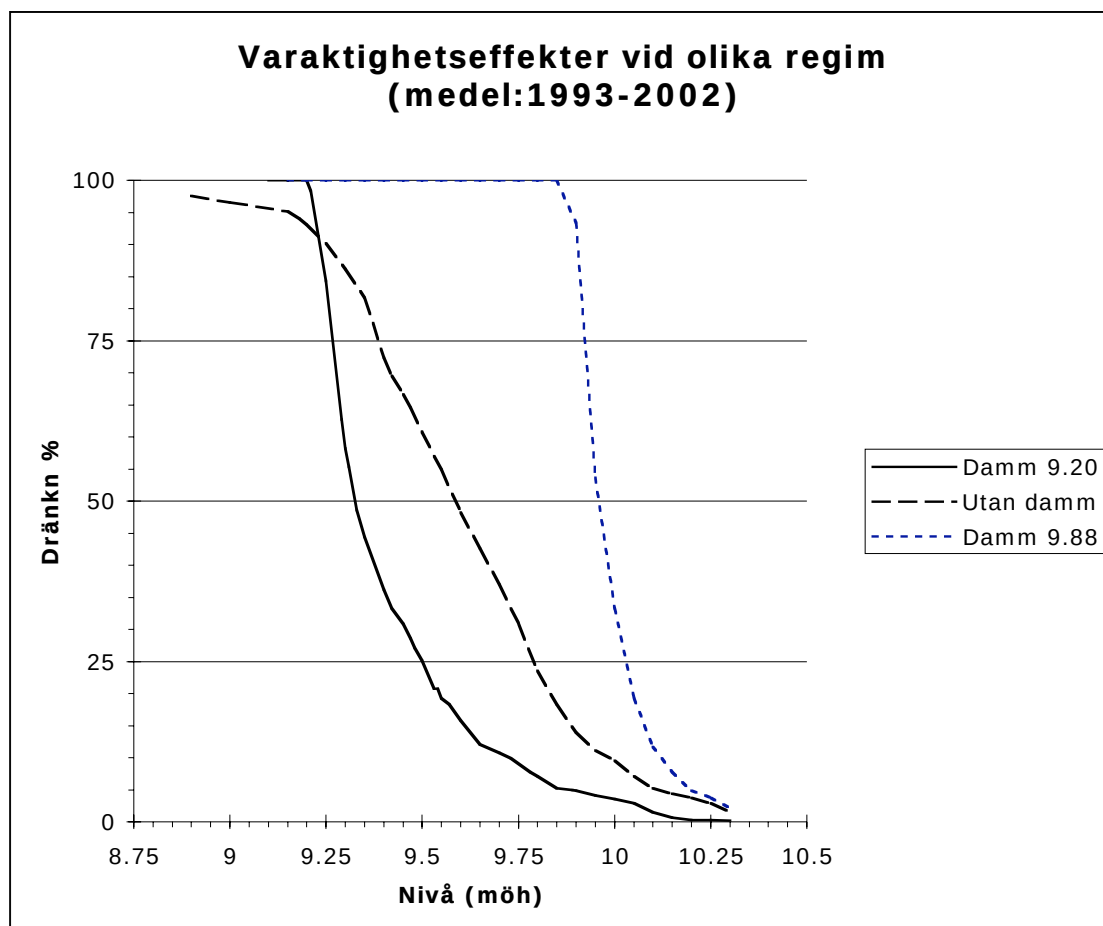
Figur 17: Dränkingsvaraktigheter (% av vegetationsperioden) i Bolö vid ”damm 9.85”



Figur 18. Dränkingsvaraktighet (% av veg.per.) i Bolö vid restaureringsalternativ 3 - utan damm.

Om restaureringsalternativ 3 tillämpats, utan damm vid Emsfors, skulle mellanårsvariationerna vara jämförelsevis stora i hela strandgradienten (figur 18). Vid nivån 9.50 skulle dränkningen varierat mellan ca 30 och 100% under tioårsperioden. Nivån 8.50m ha varit dränkt hela vegetationsperioden alla åren (figur 15). Vidare skulle nivån 10.10m ha överskridits, med en

varaktighet större än 10%, under 2 av de 10 åren. I figur 19 jämförs de tre vattenregimernas effekt på dränkingsvaraktigheten i Bolö med hjälp av medelvärden för tioårsperioden 1993-2002.

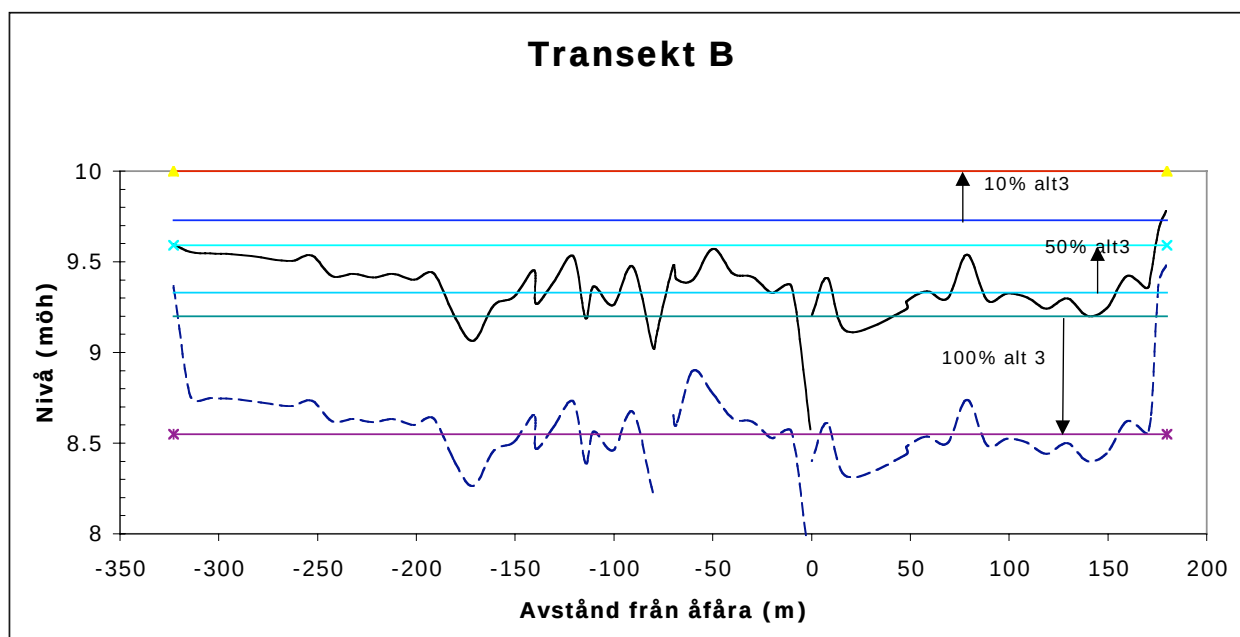


Figur 19: Jämförelse av dränkingsvaraktigheter (% av veg.per) i Bolö vid tre olika vattenregimer i Emsfors, ”damm 9.20”, ”utan damm” (restaureringsalternativ 3), och ”damm 9.85”. Medelvärden baserade på vattenföringen åren 1993-2002 (se vidare löpande text ovan).

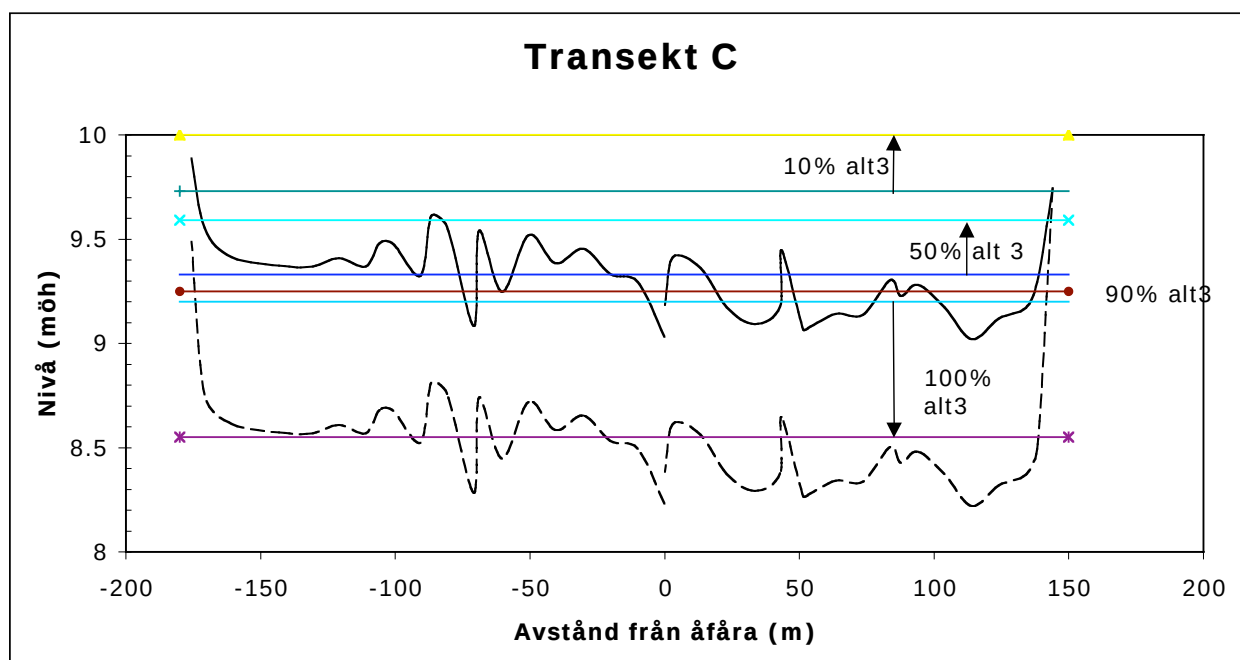
Vattenregimen och strandmorfometrin

Betydelsen av vattenregimernas inverkan på våtmarkerna vid Lillåns utlopp i Emån vid Bolö kan illustreras av var i stranden olika dränkingsvaraktigheter erhålls (figur 20 och 21). Här jämförs var i stranden som vattennivåns inom- och mellanårsvariationer ger 10, 50 respektive 100% dränkingsvaraktighet vid två regimer i Emsfors, med ”damm 9.20” respektive ”restaureringsalternativ 3-utan damm”. I såväl transekt B (fig. 20) som C (fig.21) innebär ”alt. 3” att våtmarksarealen, med minst 10% dränkingsvaraktighet, kommer att utökas jämfört med regimen ”damm 9.20”. Strandarealen utökas från 9.7 till 10.0 meters nivåkurva. Den branta morfometrin utmed västra stranden av Lillån att förändringen främst berör östra stranden med flackare strandlutning. Transekternas sträckning, som baserats på observationer och bedömning av medelhögvattenlinjens läge, medger ingen skattning av den areella förändringen på östra sidan av Lillån. Emellertid är arealen något mindre än vid den dämningnivå (9.85) som gällt tidigare (nivåkurva 10.1m motsvarar i detta fall 12% varaktighet).

På motsvarande sätt kommer ”alt. 3-utan damm” att öka varaktigheten i transekterna jämfört med ”damm 9.20”. Med undantag för landnära delarna kommer merparten av transekt A, B och C att vara dräkt 50% av vegetationsperioden (nivåkurva 9.59m).



Figur 20: Tre dräkningsvaraktigheters (10, 50 och 100%, horisontella linjer) nivåförskjutning (pilar), vid skifte från regimen "damm9.20" till "alt. 3 utan damm", samt bottennivåer (heldragen kurva) och minsta mäktighet av organogena jordar (torv, gytta, streckad kurva), i transekt B.



Figur 21: Tre dräkningsvaraktigheters (10, 50 och 100%, horisontella linjer) nivåförskjutning (pilar), vid skifte från regimen "damm9.20" till "alt. 3 utan damm", samt bottennivåer (heldragen kurva) och minsta mäktighet av organogena jordar (torv, gytta, streckad kurva), i transekt C.

Tioårsperiodens lägsta lågvatten (LLV, 100% varaktighet) motsvaras av nivåkurvan 8.55m vid "alt3 utan damm". Dessa förhållanden gäller emellertid relativt korta perioder eftersom 90% varaktighet uppnås vid nivåkurvan 9.25 (fig 21). I genomsnitt ca 3veckor, vid vattenflöden motsvarande åren 1993-2002, kommer alltså relativt stora del av underliggande organogena lager i transekt A-C att exponeras för luft. Med hänsyn till stor vattenhållande förmåga (fältkapacitet) hos organogena jordar är den tiden antagligen för kort för att kunna orsaka omfattande, årliga oxidations- och nedbrytningseffekter. På längre sikt innebär givetvis mellanårsvariationerna att

sådana tillfällen uppstår. liksom det omvända blöta år med ackumulering av torv. Om alt. 3 tillämpats åren 1983-2002 skulle nivån över 8.9m ha varit barlagd minst 15% av vegetationsperioden vid tre tillfällen och 40% vid ett av de tjugo åren.

I det övre, norra, området, representerat av transekt D och N, är växtutbredningarna i nivågradienten förskjutna uppåt motsvarande bottnarnas högre position (se ovan). Orsaken till nivåförskjutningen kan vara att Lillån genom breddning tillför vatten så att dränkingsvaraktigheterna kan upprätthållas på motsvarande högre nivå. Det bör emellertid noteras att äldre tiders regim med "damm 9.85" medför att maxnivån 10.21 i transekt N, Nerängarna, kan översvämmas med 8% varaktighet (se figur 19), även utan tillförsel av vatten från Lillån. Median nivån 10.00m kan då på motsvarande sätt översvämmas med 33% varaktighet. Framförallt nuvarande regim "damm 9.20", men även "restaureringsalternativ 3" är avsevärt "torrare" på dessa nivåer. Det är med nuvarande underlag svårt att bedöma i vilken utsträckning våtmarksvegetationen i Nerängarna är påverkat av äldre vattenregim respektive av breddningen från Lillån.

Prognoser för vegetationsförändringar vid restaureringsalternativ 3

Med ledning av ovan beskrivna samband, och med tillhjälp av publicerade uppgifter, kan prognoser för framtida vegetationsutveckling i våtmarksområdet utformas. Prognoserna inriktas på den södra delen av våtmarksområdet, vid utloppet till Emån, vilket representeras av transekterna A-C. Detta område berörs direkt av ändrade vattenståndsförhållanden i Emån.

Scenario 1

Antagande: Växternas utbredning i strandens nivågradient är en funktion av bottennivåer och vattenståndsförhållanden, särskilt vattendjup och varaktighet av dränkning under vegetationsperioden. Förändrade vattenståndsförhållanden ger motsvarande förändringar vattendjup och varaktighet av dränkning som därigenom förändrar växternas utbredning.

a) Vedartade växter: Brakved pors och klibbal.

Kärnutbredning mellan 9.19 – 9.57 vilket motsvarar 100-18% dränkingsvaraktighet vid "damm 9.20". Resultatet visar att dessa arter koloniserat och överlevt ett brett intervall i transekterna. Förekomsterna på lägre nivå finns dock troligen på tuvbildningar och andra avvikelser som inte avspeglas i uppmätta bottennivåer. I småländska oligotrofa sjöar fann Nicklasson (1979) att den nedre gränsen för klibbal (och björk) i regel var <20% dränkingsvaraktighet. Brakved och gråvide (*Salix cinerea*) var mer variabla i sin nedre gräns som låg runt en årsvaraktighet på 50%. Dränkingsvaraktigheten har störst betydelse vid etableringen av plantorna. Låga vattenstånd under vegetationsperioden under en följd av år kan möjliggöra kolonisation på lägre nivåer (Larsson 1982).

Prognos: En viss kolonisation har troligen skett som betingats av lägre dränkingsvaraktigheter vid dämningssystemet 9.20m. Med alternativ 3 ökar dränkingsvaraktigheten på lägre nivå som bör förskjuta kärnområdets nedre gräns uppåt, uppskattningsvis till 50% varaktighet, alltså 9.59m. Den övre nuvarande gränsen (18%) motsvaras med alt. 3 av nivån 9.85m (figur 22).

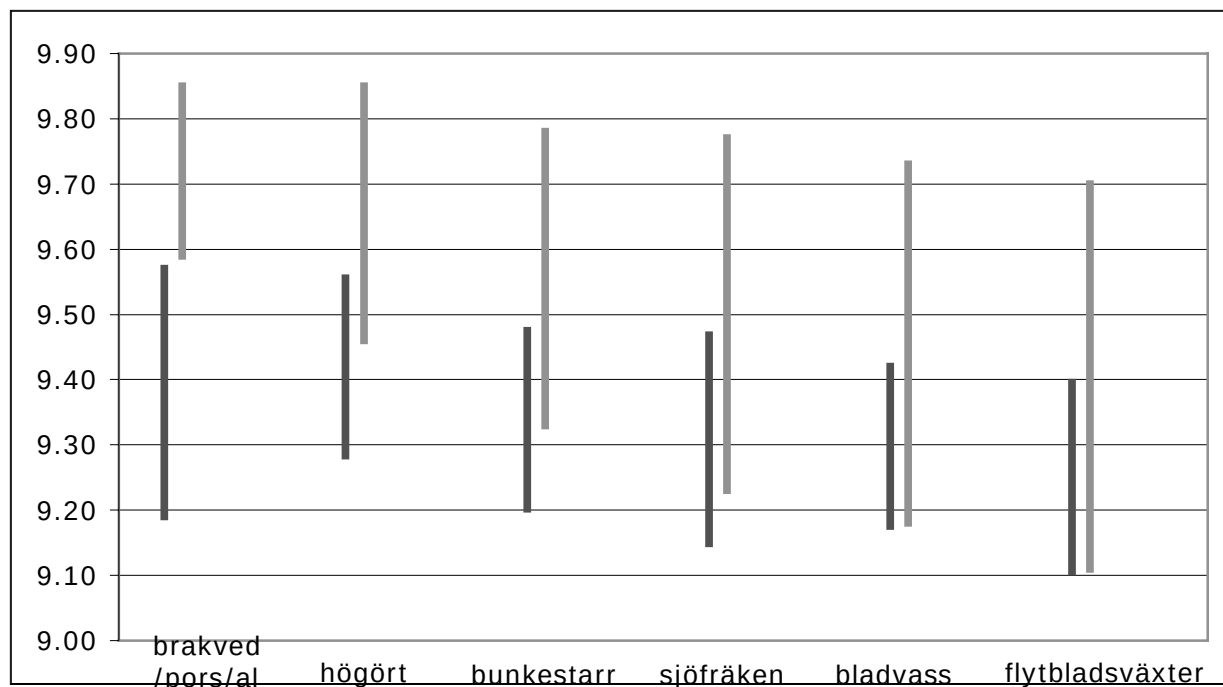
b) Lågstarr och högörtvegetation

Kärnutbredning mellan 9.28 – 9.56 vilket motsvarar 66-18% dränkingsvaraktighet vid "damm 9.20". Resultatet visar att dessa arter koloniserat och överlevt förhållandevis lågt ned i djupgradienten. Även i detta fall gäller troligen att förekomsterna på lägre nivå finns på tuvbildningar som inte avspeglas i uppmätta bottennivåer. Hundstarr, åkermymta, strandlysing, hampflockel och älgört ingår typiskt i ständernas övre del, i den övre geolittoralen, vars övre gräns motsvarar ca 10% dränkingsvaraktighet under vegetationsperioden (Andersson 1973, Larsson 1982).

Prognos: Kärnområdets nuvarande nedre gräns (66%) motsvaras med "alt.3" av nivån 9.46m. Den övre gränsen (18%) motsvaras med "alt. 3" av nivån 9.85m (figur 22).

c) Högstarrvegetation: Bunkestarr

Den i särklass vanligaste högstarrarten, bunkestarr, har sin nuvarande kärnutbredning mellan 9.20 – 9.48 vilket motsvarar 100-27% dräkningsvaraktighet vid "damm 9.20". Högstarrarterna är anpassade till ett liv i vattenmättad mark. I frånvaro av konkurrens med vassar och mer högvuxna arter begränsas den nedre utbredningen därför av vattendjupet under vårens skottutveckling (se Ekstam & Weisner 1991, Keddy 2000). Vattendjupstoleransen för bunkestarr är inte känd men 0.5m med 6 veckors (20%) varaktighet är ett rimligt antagande. Med "alt. 3" återfinns minst 0.5m vattendjup, med maximalt 20% varaktighet, vid bottennivån 9.33m. Den övre gränsen (27%) motsvaras i alt. 3 av nivån 9.78 m (figur 22).



Figur 22: Nuvarande kärnutbredning (interkvartilbredd i nivågradienten, svarta staplar) och prognos för effekten på utbredningen (grå staplar) vid genomförandet av ny vattenregim utan damm (restaureringsalternativ 3)

d) Lågvasar: Sjöfräken

Sjöfräken har sin nuvarande kärnutbredning mellan 9.15 – 9.47 vilket motsvarar 100-29% dräkningsvaraktighet vid "damm 9.20". Liksom högstarrarterna är sjöfräken anpassad till ett liv i dränkt mark. Vattendjupstoleransen är inte känd men 0.6m med minst 6 veckors (20%) är ett konservativt antagande. Med "alt. 3" återfinns minst 0.6m vattendjup, med maximalt 20% varaktighet, vid bottennivån 9.23m. Den övre gränsen (29%) motsvaras i alt. 3 av nivån 9.77 m (figur 22).

e) Vassar: Bladvass

Bladvassen har sin nuvarande kärnutbredning mellan 9.18 – 9.42 vilket motsvarar 100-33% dräkningsvaraktighet med "damm 9.20". Den nedre gränsen utgörs troligen av djuptrösklar med få ytor tillgängliga för vegetativ expansion med bottennivåer mellan 8.54m och 9.18m. Med "alt.3" förändras inte detta förhållande, samtidigt som ett uppskattat maxdjup på 1m inte överskrids vid 9.18m med "alt. 3". Den övre gränsen (33%) motsvaras vid alt. 3 av nivån 9.73 m (figur 22).

f) Flytbladsväxter

Flytbladsväxterna har sin nuvarande kärnutbredning mellan 9.11 – 9.40 vilket motsvarar 100-37% dränkingsvaraktighet med ”damm 9.20”. Transekterna representeras av för få ytor med låga bottennivåer för bedömning av den nedre djuputbredningen. Med ”alt.3” ökar varaktigheten av höga vårvattennivåer vilket kan missgynna växtgruppen i områdets djupare delar, samtidigt som ett konservativt uppskattat maxdjup på 1,5m inte överskrids vid 9.11m med ”alt. 3”. Den övre gränsen (37%) motsvaras vid alt. 3 av nivån 9.73 m (figur 22).

Scenario2:

Antagande: Förändrade vattenståndsförhållanden ger inte motsvarande förändringar av vattendjup och varaktighet av dränkning i strandgradienten och förändrar därmed inte växternas utbredning.

Bottenprovtagningarna visade att i stort sett hela våtmarksområdet vilar på mäktiga torv- och gyttjelager. Uppbyggnaden av dessa kan delvis vara ett resultat av den äldre vattenregimens höga vattenstånd (”damm 9.85”). När vattenståndet höjs i våtmarker med sådana lagerföljder blir resultatet ofta att växttäcket följer vattennivåns variationer, sk. plaur bildning. Med nuvarande underlag är det svårt att bedöma i vilken utsträckning som området berörs av detta fenomen.

Referenser

Andersson, L. (1973). Vegetationszoner och vattenståndsväxter vid sjön Mjörn. Svensk Botanisk Tidskrift 67:201-207

Cederberg, B. & Löfroth, M. (red). (2000). Svenska djur och växter i det europeiska nätverket Natura 2000. Artdatabanken, SLU, Uppsala.

Ekholm, D., Karlsson, T. & Werner, E. (1991). Träd och buskar i Sverige. SBT-redaktionen, Lund.

Ekstam, B. & Weisner, S. E. B. (1991). Dynamics of emergent vegetation in relation to open water of shallow lakes. Wetland management and restoration. M. Finlayson and T. Larsson. Solna, Sweden, Swedish Environmental Protection Agency. Report 3992: 56-64.

Ekstam, U. & Forshed, N. (1996). Äldre fodermarker. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.

Karlsson, J., Norén, M. & Wester, J. (1994). Nyckelbiotoper i skogen. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.

Keddy, P. A. (2000). Wetland Ecology. Principles and Conservation. Cambridge University Press, UK. 614pp.

Krok, Th.O.B.N. & Almquist, S. (2001). Svensk flora – fanerogamer och ormbunksväxter. 28. uppl. Liber AB, Falköping.

Larsson, A. (1982). Vegetation och vattenståndsförhållanden i Tåkern. Naturvårdsverket rapport. SNV pm 1600

Mossberg, B., Stenberg, L. & Ericsson, S. (1992). Den nordiska floran. Wahlström & Widstrand, Belgien.

Nicklasson, A. (1979). Konsekvenser ur naturvårdssynpunkt av vattenståndsförändringar i oligotrofa sydsvenska sjöar. Naturvårdsverket rapport. SNV pm 1185