

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA



MAGISTERSKÁ PRÁCE

OVĚŘENÍ POUŽITELNOSTI MODELU  
CE-QUAL-W2 PRO SIMULACI RŮSTU  
FYTOPLANKTONU, EPIFYTONU A  
MAKROFYT V NÁDRŽI LIPNO

Vypracovala: Bc. Klára Šámalová

Vedoucí práce: doc. Ing. Josef Hejzlar, CSc.

České Budějovice, duben 2008

## **Magisterská diplomová práce**

Šámalová, K., 2008. Ověření použitelnosti modelu CE-QUAL-W2 pro simulaci růstu fytoplanktonu, epifytonu a makrofyt v nádrži Lipno. [Verification of Applicability of the CE-QUAL-W2 Model for Simulation of Phytoplankton, Epiphyton and Macrophyte Growth in Lipno Reservoir. Mgr. Thesis, in Czech.]- 40 pp., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace: Použitelnost modelu CE-QUAL-W2 pro simulaci růstu fytoplanktonu, epifytonu a makrofyt byla testována v nádrži Lipno pro období 2000 – 2005. Model byl nejprve předběžně zkalibrován pro rok 2004, poté byl aplikován na celé sledované období od 1.1. 2000 do 31.12. 2005. Citlivostní analýza byla provedena pro hlavní parametry růstu fytoplanktonu, epifytonu a makrofyt.

Annotation: Verification of applicability of the CE-QUAL-W2 model for simulation of phytoplankton, epiphyton and macrophyte growth in Lipno Reservoir was tested. The model was first calibrated for the year 2004, then was applied to the whole investigated period from 1.1. 2000 to 31.12. 2005. Sensitivity analysis was executed for mean growth parameters of phytoplankton, epiphyton and macrophytes.

Tento projekt byl financován z následujících zdrojů:

Magisterský grant BF; výzk. záměr BF: MSM 6007665801; projekt AVČR: 1QS600170504

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracovala samostatně pouze s použitím citované literatury.

V Českých Budějovicích, dne 30.4. 2008

.....

## **Poděkování**

Na tomto místě bych velmi ráda poděkovala svému školiteli doc. Ing. Josefu Hejzlarovi, CSc. za všestrannou pomoc při vypracovávání mé diplomové práce, za odborné připomínky a za nesmírnou trpělivost. Dále bych ráda poděkovala Mgr. Monice Krolové za některá data poskytnutá pro nádrž Lipno a ostatním zaměstnancům HBÚ AV ČR v Českých Budějovicích. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat svým rodičům za morální i finanční podporu v průběhu studia.

# OBSAH

1. Úvod.....	1
2. Cíle práce.....	2
3. Literární rešerše.....	3
3.1. Význam vodních makrofyt.....	3
3.1.1. Přirozený výskyt vodních makrofyt.....	4
3.1.2. Úbytek vodních makrofyt.....	5
3.1.3. Přemnožení vodních makrofyt.....	7
3.2. Modely pro simulaci růstu makrofyt.....	7
3.2.1. ICM model a PAR modely.....	8
3.2.2. Modely HYDRIL a MILFO.....	10
3.2.2.1. Světlo, fotosyntéza a růst.....	11
3.2.3. Modely NAVEFF a NAVSED.....	13
3.2.4. Model CE – QUAL – W2.....	14
3.2.4.1. Vývoj modelu CE – QUAL – W2.....	15
3.2.4.2. Makrofyta.....	15
4. Metodika.....	20
4.1. Charakteristika nádrže Lipno.....	20
4.1.1. Průhlednost vody v nádrži.....	20
4.2. Aplikace modelu.....	21
4.2.1. Příprava vstupních dat.....	21
4.3. Kalibrace.....	23
4.4. Citlivostní analýza.....	26

5. Výsledky a diskuse.....	29
6. Závěry.....	34
7. Seznam použité literatury.....	35
8. Přílohy.....	41

# 1. Úvod

Přítomnost fytoplanktonu, epifytonu a makrofyt má výrazný vliv na biologické i chemické vlastnosti vodního ekosystému. Tyto tři skupiny organismů mohou ve vodních ekosystémech spolu koexistovat jen za specifických rovnovážných podmínek prostředí vzhledem k jejich nejen mezidruhové ale i vnitrodruhové konkurenci především o živiny a světlo, ale i o růstový substrát.

Termín epifyton zahrnuje společenstva řas narůstající na površích vodní makrovegetace (Wetzel, 1983).

Výskyt a druhové složení fytoplanktonu, epifytonu a vodní makrovegetace závisí na trofii vodního ekosystému. V silně eutrofních nádržích s dominancí fytoplanktonu v povrchové vrstvě vody je především díky silnému zastínění znemožněn růst makrofyt ve větších hloubkách a tím i epifytických řas. Naopak v oligotrofních vodách se mohou díky vysoké průhlednosti vody rozvinout rozsáhlé porosty makrofyt a epifyt, které tak mají hlavní podíl na primární produkci. Zajímavostí je, že epifyton se může až z 70 % podílet na primární produkci (Burkholder & Wetzel, 1989). Pokud však dochází k masivnímu nárůstu epifytických řas na povrchu vodních rostlin vlivem zvýšeného uvolňování živin do prostředí z tkání makrofyt poškozených spásáním, může v daném vodním tělese dojít k téměř úplné redukci růstu makrofyt (Phillips et al., 1978). Vodní makrofyta se významně podílí na zvyšování biodiverzity ve vodních ekosystémech, a proto je žádoucí co nejvíce studovat chemické a biologické vlivy, které jejich přítomnost ve vodách ovlivňují.

## 2. Cíle práce

- napsat literární rešerši o modelování růstu makrofyt v jezerech a nádržích
- sestavit a zkalibrovat model CE-QUAL-W2 v. 3.5 pro nádrž Lipno s využitím dat o makrofytech, která v rámci doktorského studia naměřila Mgr. Monika Krolová
- provést citlivostní analýzu modelu
- vyhodnotit rozdíly mezi naměřenými a simulovanými daty

### 3. Literární řešerše

#### 3.1. Význam vodních makrofyt

Vodní makrofyta jsou velice důležitou složkou vodních ekosystémů, neboť jejich porosty skýtají vhodné přirozené prostředí pro život zooplanktonu, ryb, velkých bezobratlých živočichů (Scheffer, 1998) i terestrických organismů (Rolon & Maltchik, 2006), slouží jako substrát epifytním řasám (Boulion, 2005), jsou zdrojem rozpuštěného organického uhlíku (DOC) pro bakterioplankton (Wehr et al., 1999), ovlivňují koloběh živin (Rooney & Kalff, 2003) a kyslíkové poměry ve vodě i prostorovou distribuci bentických bezobratlých živočichů v lotických vodách (Edwards & Owens, 1962). Kaenel & Uehlinger (1999) zaznamenali ve dvou švýcarských tocích Chriesbach a Mühlbach po předchozím odstranění vodních makrofyt snížení počtu bezobratlých živočichů až o 65%. Makrofyta ovlivňují epilimnetický metabolismus a cyklus fosforu zvláště v jezerech s vysokou litorální produkcí. (Søndergaard & Moss, 1998). Husté porosty vodních makrofyt mají negativní vliv na produkci fytoplanktonu (Jeppesen et al., 1994). Makrofyta potlačují růst fytoplanktonu tím, že omezují resuspenzi sedimentárních částic s adsorbovanými živinami, plovoucí makrofyta zase významně brání průniku světla do větších hloubek vodního sloupce. Dalším z mechanismů, kterým vodní makrofyta negativně ovlivňují růst fytoplanktonu je exkrece inhibujících allelopatických substancí (Mulderij et al., 2007). Vodní rostliny jsou také významným zdrojem potravy vodního ptactva, zvláště pak migrujících druhů. Vodní tělesa s výskytem vodních makrofyt se obvykle vyznačují vyšší biodiverzitou (Scheffer, 1998).

Submerzní vodní makrofyta zabraňují resuspenzi sedimentů a erozi a tím významně snižují koncentraci anorganických suspendovaných částic ve vodním sloupci



a zvyšují průhlednost vody (Horppila & Nurminen, 2001). Některé vodní rostliny (rdest, růžkatec) jsou také schopny akumulovat či enzymaticky rozkládat různé kontaminanty ve vodním prostředí – např. chlorofenoly a thiokyanáty (Dolgonosov & Gubernatorova, 2005).

Submerzní makrofyta přijímají pomocí kořenových systémů velké množství sedimentárního fosforu a dusíku, ale přesto pouze velmi malá část živin absorbovaná těmito rostlinami je uvolňována exkrecí ze zdravých výhonků zpět do vodního prostředí (Barko & Smart, 1980). Volně plovoucí vodní makrofyta přijímají živiny z vodního sloupce – zdrojem živin ve vodním sloupci mohou být sedimenty, z nichž se živiny uvolňují za anoxických či turbulentních podmínek (Wetzel, 1983). Velké množství tkáňového fosforu a dusíku uvolňovaného při rozkladu rostlinné biomasy se nachází ve formě okamžitě využitelné pro fytoplankton (Nichols & Keeney, 1973). Vodní rostliny však velice účinně o tyto živiny s fytoplanktonem kompetují a také brání resuspenzi odsedimentovaného fytoplanktonu. Např. parožnatky (Charophyta) dokáží ve vegetační sezóně fixovat veliké množství fosforu jak z vodního sloupce, tak i ze sedimentů (Blindow, 1992). Husté porosty parožnatek jsou také útočištěm mnoha perlooček a měkkýšů, které dokáží účinně potlačovat růst planktonních a epifytních řas (Coops & Doef, 1996).

### **3.1.1. Přirozený výskyt vodních makrofyt**

Přirozený výskyt vodních makrofyt je ovlivněn mnoha faktory, z nichž nejdůležitější jsou složení sedimentu, teplota, živinové a světelné poměry (kvalita a kvantita světla), sklon litorálu, pohyby vody (Duarte & Kalff, 1986, Wetzel, 1983), mezidruhová kompetice (McCreary, 1991), herbivorie (Lotze & Schramm, 2000), přírodní disturbance (silné bouře a tvorba či tání ledového příkrovu), alkalinita, pH,

salinita, znečištění vody kontaminanty, přítomnost fytoplanktonu (Kalff, 2002; Scheffer, 1998) a ryb ryjících v sedimentu (Zambrano & Hinojosa, 1999), využívání pozemků spadajících do povodí nádrže a propojenost vodních těles (Rørslett, 1991).

Mělké eutrofní jezerní ekosystémy mohou existovat ve dvou alternativních stavech, z nichž první stav je charakterizován dobrou průhledností vody, hojným výskytem makrofyt a dominancí perlooček a dravých ryb, zatímco pro druhý stav je typická vysoká turbidita a dominance fytoplanktonu, planktivorních a bentivorních ryb (Blindow et al., 1993).

Ve velkých nádržových systémech subtropických a tropických regionů se vyskytují velmi početné populace vodních rostlin přirozeně. Tyto nádrže skýtají ideální podmínky pro růst vodní makrovegetace, neboť se vyznačují komplexními tvary a rozsáhlými plochami chráněných a mělkých vod ideálních pro růst makrofyt (Ali et al., 1995).

### **3.1.2. Úbytek vodních makrofyt**

V posledních třech desetiletích byl na mnoha místech planety zaznamenán výrazný úbytek makrofyt v důsledku postupující eutrofizace jezer a nádrží. Přítomnost nebo naopak absence určitých druhů vodních makrofyt odráží trofickou úroveň vodních těles, a tak mohou být makrofyta efektivně využívána jako bioindikátory (Uotila, 1971). Vodní rostliny jsou oblíbenými limnologickými indikátory vzhledem k tomu, že na změny životního prostředí reagují mnohem pomaleji než bakterie či mikrořasy (Melzer, 1999).

Úbytek vodních makrofyt je zapříčiněn především zhoršováním světelných podmínek ve vodním sloupci vlivem antropogenních vlivů. Dostupnost světla závisí na koncentraci živin v nádrži, které ovlivňují růst fytoplanktonu (Spence, 1982) a

perifytonu (Sand – Jensen & Sondergaard, 1981). Za pomalého zvyšování koncentrace živin ve vodních tělesech se složení společenstev vodních rostlin postupně mění z pomalu rostoucích a déle žijících druhů na rychle rostoucí druhy (Duarte, 1995), na druhy s dlouhou vzpřímenou stélkou nebo na druhy tvořící porostní zápoje u hladiny vody (Chambers, 1987). Při vyšších trofických úrovních dominuje fytoplankton a většina submerzních makrofyt se ztrácí (Duarte, 1995). Množství světelného záření pronikajícího vodním sloupcem je také ovlivňováno obsahem suspendovaných částic ve vodě, nejvíce pak částicemi s nízkými sedimentačními rychlostmi (Blom et al., 1994).

Méně často je úbytek makrofyt přisuzován faktorům nezávislým na světelných podmínkách, jako jsou extrémně vysoké nebo naopak nízké hladiny vody či choroby napadající vodní rostliny (Best et al., 2001). Úbytek vodních rostlin může být způsobován také bentivorními rybami, které jednak přímo požírají rostlinné tkáně (Ten Winkel & Meulemans, 1984) i vyrývají celé rostliny, ale také za účelem hledání potravy ryjí v sedimentech, čímž uvolňují partikulované částice a živiny zpět do vodního sloupce a snižují průhlednost vody (Meijer, 1990). Vlivem uvolňování živin ze sedimentů dochází k nárůstu řas a sinic v povrchové vrstvě, čímž je znemožněn přístup světla do hlubších vrstev vodního sloupce a tím i růst makrofyt ve větších hloubkách vodních těles (Jayaweera & Asaeda, 1996). I ve velmi mělkých nádržích s hloubkou menší než 1 m proniká na dno při přemnožení řas a sinic méně než 1 promile slunečního záření. Zhoršení světelných podmínek vlivem masivního rozvoje fytoplanktonu představuje často poměrně dlouhodobý problém v řádech měsíců až let – pro srovnání suspendované částice jsou ve vodním sloupci rozptýlené pouze několik dní až týdnů (Van Duin et al., 2001).

### 3.1.3. Přemnožení vodních makrofyt

Úbytek vodních makrofyt představuje velice závažný problém, avšak neméně závažným problémem je také přemnožení makrofyt ve vodních ekosystémech, a to zejména invazních druhů. Neprostupné porosty vodních rostlin ztěžují lodní dopravu, rybolov a řadu rekreačních aktivit. Husté porosty makrofyt mohou významně omezit průtok v zavlažovacích kanálech, korytech řek a potoků (Van Nes et al., 1999) a také mohou způsobit provozní problémy hydroelektrárnám (Bini et al., 1999). Např. rostliny z čeledi Hydrocharitaceae jsou nechvalně známy pro svoji schopnost vytvářet značné množství volně plovoucí biomasy, čímž do značné míry snižují využitelnost daných vodních zdrojů (Pieterse & Murphy, 1990).

### 3.2. Modely pro simulaci růstu makrofyt

Modely zaměřené na predikci výskytu jednotlivých druhů makrofyt ve vodních ekosystémech jsou považovány za účinné nástroje nádržového managementu ohrožených nebo invazních druhů (Overton, 2002).

Modely používané k simulaci růstu vodních makrofyt jsou matematickými vyjádřeními fyziologických procesů těchto rostlin. Je důležité, aby parametry a vztahy v modelu obsažené korespondovaly se zkoumaným biologickým systémem a splňovaly všeobecně přijímané vědecké teorie (Best et al., 2001).

Z mnoha studií je patrné, že přítomnost ponořených makrofyt ve vodních nádržích je určována hloubkou vodního sloupce a mírou zakalení vody. Závislosti růstu rostlin na dostupnosti světla jsou velmi často zkoumány v laboratorních podmínkách. Výzkum v laboratorních podmínkách je však dosti zjednodušený, neboť studujeme-li vodní makrofyta *in situ*, narážíme na řadu významných faktorů prostředí jako jsou změny chemických a fyzikálních veličin a interakce s ostatními rostlinami a živočichy.

Vzhledem k těmto faktorům není snadné odhadnout, v jakém množství a jaké druhy vodních rostlin se v dané vodní nádrži rozvinou (Van Duin et al., 2001).

Jednoduché empirické modely ukazují, že maximální hloubka, ve které jsou vodní rostliny schopny růst, zhruba odpovídá jedno- až dvojnásobku Secchiho hloubky (Middelboe & Markager, 1997). Tyto jednoduché modely mohou být použity k odhadu rozsahu potenciální vegetace v nádrži (Canfield et al., 1985).

Více sofistikované modely založené na logistické regresi, byly zatím použity pouze pro několik málo druhů vodních makrofyt (Van den Berg et al., 1999). Tyto modely jsou poměrně jednoduché, ale predikují prostorové rozložení jednotlivých druhů makrofyt a dopady změn environmentálních faktorů. V těchto modelech jsou míra zakalení vody a hloubka vodního tělesa užívány jako vysvětlující proměnné, někdy jsou ještě připojeny jiné faktory jako např. roční průměry teploty vody a rychlost a směr větru. Odhadovaný výskyt makrofyt může být převeden na plochu nádrže porostlou vodními rostlinami (Scheffer et al., 1992).

Mnoho studií poukazuje, že hloubka vodního sloupce a průhlednost vody mají velký vliv na zonaci ponořených makrofyt (Spence, 1982), ale také na druhové složení makrofyt ve vodních tělesech (Coops & Doef, 1996). Pouze velmi málo modelů je zaměřeno na predikci změn druhového složení vodních makrofyt (Van Nes et al., 2002).

### **3.2.1. ICM model a PAR modely**

Cerco & Cole (1993) vyvinuli trojrozměrný model pro vyhodnocování efektů redukce přísunu živin do Chesapeakeské zátoky. Tento model byl od té doby již generalizován (Cerco & Cole, 1995) a aplikován i na jiné zátoky Spojených států amerických. Model je nejčastěji používán pro příbřežní a brakické vodní ekosystémy,

ale model je natolik všeobecný, že ho lze aplikovat i na sladkovodní jezera, nádrže a mokřady (Van Duin et al., 2001).

Model ICM je založen na konečném objemu nebo na integrované kompartmentové metodě (odtud ICM). Model ICM se striktně zabývá pouze kvalitou vody, a tak ke specifikaci hydrodynamických parametrů je třeba použít jiný hydrodynamický model – například CH3 – WES (Johnson et al., 1993).

ICM model původně obsahoval 22 stavových proměnných pro simulaci kyslíkové dynamiky ovlivňované fytoplanktonem, koncentrací živin, salinitou a organickým uhlíkem. Model zahrnuje submodel zabývající se diagenézí sedimentů a vysvětlující depozici a dekompozici partikulovaného organického materiálu, kdy dochází ke spotřebě kyslíku nebo k exportu rozpuštěného kyslíku do přilehlé vrstvy vody v případě jeho absence. Sedimentace anorganických a organických částic je tedy v modelu obsažena, avšak resuspenze částic do této verze modelu začleněna není. Samozastínění a zastínění submerzních rostlin epifytními rostlinami je v modelu také zahrnuto. S rostoucím zájmem o studium vlivu živých organismů na kvalitu vody, byly nedávno do modelu ICM zahrnuty další složky, a to benthos, zooplankton a ponořené vodní rostliny. Se začleněním ponořených vodních rostlin bylo nutno do modelu zahrnout stavovou proměnnou týkající se anorganických suspendovaných částic a zlepšit algoritmy popisující světelný režim. Předpokládá se, že množství světla klesá exponenciálně s rostoucí hloubkou vodního sloupce dle vzorce (1), který je dán Lambert – Beerovým zákonem.

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0) e^{-K_d(\lambda)z} \quad (1)$$

$E(\lambda, z)$ : hustota zářivého toku v  $W\ m^{-2}$  při vlnové délce  $\lambda$  a hloubce  $z$

$E(\lambda, 0)$ : hustota zářivého toku v  $W\ m^{-2}$  při vlnové délce  $\lambda$  na hladině vody

$K_d(\lambda)$ : součinitel světelného úbytku (m)

$z$ : hloubka (m)

$\lambda$ : vlnová délka (nm)

Množství záření procházejícího vodním sloupcem závisí na barvě vody a koncentraci částic. Při měření fotosynteticky využitelného záření (dále jen PAR) nejsou zjišťovány rozdíly v podílech barevných složek světla. Fotosyntetická účinnost submerzních rostlin významně klesá, vzrůstá – li podíl zelené složky v pronikajícím světelném záření. Proto při měření PAR může docházet k výraznému nadhodnocení v množství světla využitelného ve fotosyntetických procesech, a tím i k podhodnocení světelných nároků ponořené vegetace. PAR modely mohou zvýšit skutečnou produkci biomasy až o 70%. Tyto rozdíly vedou ke značně chybným odhadům z hlediska obyvatelnosti určitých habitatů vodními rostlinami (Van Duin et al., 2001).

### **3.2.2. Modely HYDRIL a MILFO**

Modely HYDRIL a MILFO byly původně sestaveny pro sladkovodní makrofyty jako jsou stolístek přeslenitý (*Hydrilla verticillata*) a stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*). Tyto modely slouží k odhadu vlivu změn světelných podmínek ve vodním sloupci na submerzní vegetaci, jsou zaměřeny na metabolismus a tvorbu biomasy ponořených rostlin s rozdílnými fenologickými znaky. Modely HYDRIL a MILFO jsou zaměřeny na zjišťování velikosti toku uhlíku vegetací na metr čtvereční vodního sloupce. Modely obsahují různé popisné parametry ovlivňující dynamiku biomasy jako například místně-specifické změny klimatu, zeměpisnou šířku a délku, množství slunečního záření procházejícího vodním sloupcem, rychlost asimilace uhlíku za světelné saturace prostředí, teplotu, pH, alkalinitu, přezimující strategie rostlin a

ochranné mechanismy před spásáním rostlin jinými organismy. Základním časovým měřítkem je 1 juliánský den s variabilním intervalem od jedné sekundy (okamžitá fotosyntéza) až po 1 den (ostatní procesy). Množství simulované biomasy, čistá asimilace a udržovací respirace poměrně krátkého období (1 – 5 let) se dobře shodovaly s naměřenými hodnotami. Modely lze aplikovat na mnohá místa pro odhad produkce biomasy a růstových i přeživacích strategií avšak pouze v průběhu kratších period (Best et al., 2001).

### **3.2.2.1. Světlo, fotosyntéza a růst**

V modelech jsou mj. jako vstupní parametry používány naměřené hustoty zářivých toků a minimální a maximální teploty zkoumaného stanoviště. Předpokládá se, že pouze polovina slunečního záření, která dosáhne hladiny vody, je fotosynteticky aktivní (PAR), přičemž dalších 6 % PAR se od vodního povrchu odrazí. V těchto modelech se při výpočtu množství pronikajícího světla vodním sloupcem používá Lambert – Beerův zákon. Rozdíly ve vlivu rozpuštěných nebo partikulovaných částic ve vodním sloupci na zhoršování světelných podmínek nejsou brány v potaz (Van Duin, et al., 2001). Světelný extinkční koeficient je místně specifický a vykazuje sezónní změny. Vertikální profily světla ve vegetačních vrstvách jsou také v modelech zahrnuty a z nich je odvozeno množství světla absorbovaného každou horizontální vrstvou vegetace. Vegetačně specifický extinkční koeficient  $K$  zůstává v průběhu roku konstantní a odpovídá hodnotám  $0,010 \text{ m}^2 \text{ g DW}^{-1}$  v případě stolítku přeslenitého a  $0,006 \text{ m}^2 \text{ g DW}^{-1}$  v případě stolítku klasnatého (Bowes et al., 1979; Titus & Adams, 1979).

Okamžitá hrubá fotosyntéza (FGL vyjádřená v  $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) závisí v modelech na množství biomasy v dané hloubkové vrstvě  $i$  ( $SC_i$  v  $\text{g DW m}^{-2} \text{ vrstva}^{-1}$ ), na fotosyntetické světelné odpovědi jednotlivých listů a stonkových vrcholků za okolní



teploty ( $AMAX$  v  $g\ CO_2\ g\ DW^{-1}\ h^{-1}$ ), na počáteční účinnosti využívání světla rostlinami ( $EE$  v  $g\ CO_2\ J^{-1}$ ) na absorbované světelné energii ( $IABSL$  v  $J\ m^{-2}\ s^{-1}$ ) a na relativní funkci teploty  $AMTMPT$ . Fotosyntetická světelná odpověď listů je popsána exponenciální funkcí (2):

$$FGL = SC_i \cdot AMAX [1 - \exp(-EE \cdot IABSL_i \cdot 3600/AMAX \cdot SC_i)] \quad (2)$$

Pro fotosyntetickou aktivitu za světelné saturace a optimální teploty ( $AMX$ ) byly použity hodnoty  $0,0158\ g\ CO_2\ g\ DW^{-1}\ h^{-1}$  pro stolítek přeslenitý a  $0,0165\ g\ CO_2\ g\ DW^{-1}\ h^{-1}$  pro stolítek klasnatý (Bowes et al., 1979; Adams & McCracken, 1974). Fotosyntetická aktivita při okolní teplotě ( $AMAX$ ) se počítá proporcionálně z fotosyntetické aktivity za optimální teploty použitím relativní funkce aplikované na data, která shromáždili Van et al. (1976) pro stolítek přeslenitý a Stanley & Nailor (1972) a Titus & Adams (1979) pro stolítek klasnatý. Pro účinnost využití světla při fotosyntéze ( $EE$ ) je použita hodnota  $11 \times 10^{-6}\ g\ CO_2\ J^{-1}$ , což je hodnota typická pro  $C_3$  rostliny (Penning de Vries & Van Laar, 1982). Míra asimilace pro každou specifickou vrstvu biomasy je počítána nahrazením místně specifické hodnoty absorbovaného PAR. Míra okamžité hrubé asimilace v celém sloupci vegetace je zjištěna vztažením míry asimilace pro jednotlivé vrstvy vegetace ke specifické hodnotě distribuce biomasy daného společenstva rostlin ve vodním sloupci a následnou integrací všech 0,1 m vysokých vrstev vegetace. Denní rychlost hrubé asimilace je pak počítána použitím bodové Gaussovy integrační metody (Goudriaan, 1986).

Rostliny využívají asimiláty pro udržovací metabolismus, přebytečné asimiláty investují do svého růstu. Růstová účinnost a růstová respirace (uvolňování  $CO_2$ ) se počítají z množství asimilátů potřebných pro růst. Množství asimilátů požadovaných pro

vytvoření jedné jednotky hmotnosti určité rostlinné části je zjišťováno z chemického složení daných rostlinných orgánů. Typické množství požadovaných asimilátů pro růst rostlin činí 1,46 g CH<sub>2</sub>O g DW<sup>-1</sup> pro listy, 1,51 g CH<sub>2</sub>O g DW<sup>-1</sup> pro stonky a 1,44 g CH<sub>2</sub>O g DW<sup>-1</sup> pro kořeny (Griffin, 1994). Růst rostlin (GTW vyjádřený v g DW m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) odpovídá množství remobilizovaných sacharidů (REMOB 1 v g DW m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) konvertovaných na glukózu (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) násobením s CVT, což je převáděcí faktor sušiny na glukózu zvětšený o hrubou fotosyntézu (GPHOT) a snížený o transport asimilátů směrem do dolních částí rostlin (TRANS 1) a udržovací respiraci (MAINT). Vše je uváděno v g glukózy m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> a děleno množstvím požadovaných asimilátů pro produkci biomasy (ASRQ vyjádřené v g glukózy g DW<sup>-1</sup>) – viz rovnice (3):

$$GTW = ((REMOB\ 1 \times CVT) + GPHOT - TRANS\ 1 - MAINT) / ASRQ \quad (3)$$

Rozmístění asimilátů v rostlinách závisí na distribuci biomasy a na fyziologickém věku rostlin. U stolítku přeslenitého je 34 % všech asimilátů transportováno do listů, 60 % do stonků a 6 % do kořenů (Van et al., 1978). U stolítku klasnatého je 47 % všech asimilátů rozmístěno v listech, 47 % ve stoncích a 6 % v kořenech (Budd et al., 1995).

### 3.2.3. Modely NAVEFF a NAVSED

Množství slunečního záření pronikajícího vodním sloupcem k ponořeným rostlinám závisí především na koncentraci suspendovaných částic ve vodě. Na zvyšování koncentrace partikulovaných částic ve vodním sloupci se mj. podílí lodní doprava. Fyzikálními změnami spojenými s lodní dopravou se zabývá model NAVEFF. Přímé fyzikální vlivy způsobené vodní dopravou zahrnují: (1) zvýšení rychlosti říčních

proudů a zpětné proudy; (2) tlakové změny a zvýšené tření vyvolané lodními šrouby a (3) tření mezi trupem lodí a dnem a tření mezi lodí a břehy vodního toku. Resuspenze sedimentů zapříčiněná lodní dopravou byla počítána pro každý typ plavidla použitím modelu NAVSED, který je zaměřen na resuspenzi sedimentů vyvolanou vodní dopravou (Best et al., 2001).

### 3.2.4. Model CE-QUAL-W2

Model CE-QUAL-W2 je hydrodynamický dvojrozměrný model sloužící k odhadu kvality vody v podélných i vertikálních profilech. V modelu je zahrnut předpoklad laterální homogenity vodního tělesa, a tak je nejlepší aplikovat tento model na relativně dlouhá a úzká vodní tělesa vykazující podélné i vertikální změny v kvalitě vody. Pomocí modelu lze např. simulovat teplotu (°C), koncentrace celkového, dusičnanového i amoniakálního dusíku (mg/l), koncentrace celkového, fosforečnanového fosforu (mg/l), koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě (mg/l), dále lze simulovat množství organické hmoty v mg/l, a to v rozpustné (DOM) i nerozpustné formě (POM) a také v těžko rozložitelné formě (RPOM, RDOM) i v snadno rozložitelné formě (LPOM, LDOM) Model lze však také použít k predikci tloušťky ledového příkrovu (m), chl  $a$  ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) a biomasy fytoplanktonu, epiphytonu i makrofyt ( $\text{g}/\text{m}^2$ ). Model byl již užit k odhadům kvality vody v řekách, jezerech, nádržích a v ústích řek.

Aplikace modelu CE – QUAL – W2 na dané vodní těleso vyžaduje znalosti:

1. Hydrodynamiky
2. Biologie vody
3. Chemie vody

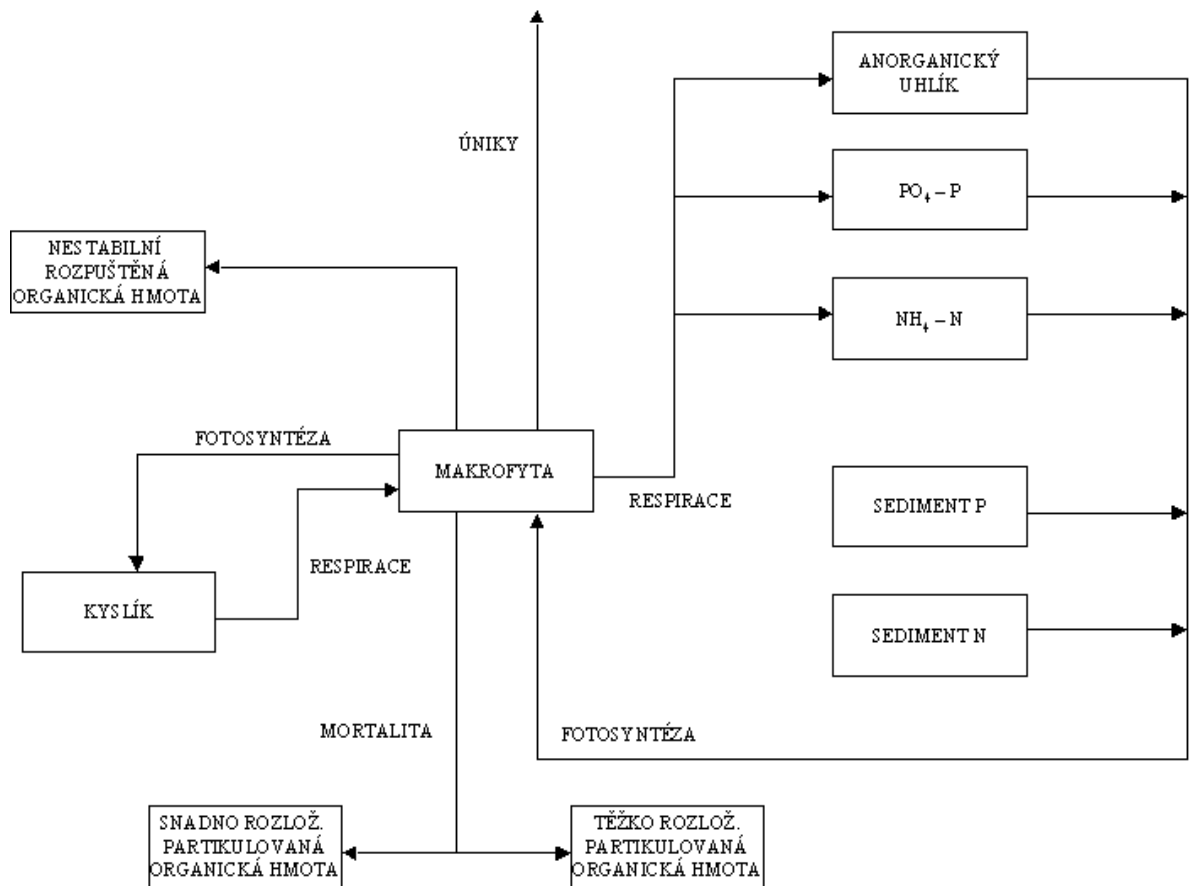
Uživatel modelu CE – QUAL – W2 musí být také schopen shromažďovat potřebná data, případně musí být schopen si je vytvořit (Cole & Wells, 2006).

#### **3.2.4.1. Vývoj modelu CE-QUAL-W2**

Model CE-QUAL-W2 byl vyvinut v roce 1975 a od té doby prošel již mnoha změnami. Původní model byl znám pod názvem LARM (Laterally Averaged Reservoir Model), jehož autorem jsou Edinger a Buchak (1975). Model LARM byl poprvé aplikován na nádrž bez přítoků. Následně byl tento model modifikován tak, aby mohl být užít na vodní tělesa i s přítoky – tento model byl znám pod zkratkou GLVHT (Generalized Longitudinal-Vertical Hydrodynamics and Transport Model). Později byl vědci z experimentální stanice americké armády k modelu přidán algoritmus týkající se kvality vody a vznikla první verze modelu s dnes již známým názvem modelu: CE-QUAL -W2 (Environmental and Hydraulics Laboratory, 1986).

#### **3.2.4.2. Makrofyta**

Část modelu zaměřená na simulaci růstu makrofyt sestává ze dvou částí popisujících kvalitu vody a hydrodynamiku. Model byl pro vodní makrofyta navržen tak, aby bylo možno jej použít k simulaci mnoha druhů submerzních rostlin, avšak nejsou v něm činěny rozdíly mezi jednotlivými částmi rostlin. Toky živin zahrnuté v kompartmentu pro makrofyta modelu CE-QUAL-W2 jsou znázorněny na obrázku č. 1. Teplota, množství světla, koncentrace oxidu uhličitého, amoniakálního dusíku a orthofosfátů mohou limitovat růst rostlin.



Obrázek č. 1. Schématické znázornění toků živin zahrnutých v modelu CE-QUAL-W2 v části zaměřené na simulaci růstu makrofyt (Cole & Wells, 2006).

Některé druhy vodních rostlin přijímají fosfor a dusík ze sedimentů, jiné přímo z vodního sloupce. Sedimenty jsou považovány za nekonečný zdroj živin nelimitující růst. Rostliny rostou ze sedimentu směrem nahoru jednotlivými modelovými vrstvami. Při modelování zastínění makrofyty, a tedy úbytku světla ve vodním sloupci se vychází z koncentrace makrofyt. Růst makrofyt je modelován dle rovnice (4):

$$S_{\text{macro}} = \mu_{\text{m max}} f(I, N, P, C) \gamma_1 \gamma_2 \Phi_{\text{macro}} - K_{\text{mr}} \gamma_1 \Phi_{\text{macro}} - K_{\text{mm}} \Phi_{\text{macro}} \quad (4)$$

kde:

$S_{\text{macro}}$  : hustotní růstová rychlost makrofyt ( $\text{g}/\text{m}^3/\text{s}$ )

$\mu_{m \max}$  : maximální růstová rychlost ( $\text{den}^{-1}$ )

$f(I, N, P, C)$ : funkce limitující růst

$\gamma_1$ : násobitel rychlosti poklesu teploty

$\gamma_2$ : násobitel rychlosti vzestupu teploty

$\gamma_3$ : limitující faktor růstu vlivem fotosyntézy

$\Phi_{\text{macro}}$  : hustota makrofyt ( $\text{g} / \text{m}^3$ )

$K_{\text{mr}}$  : maximální rychlost respirace ( $\text{den}^{-1}$ )

$K_{\text{mm}}$  : míra mortality /exkrece ( $\text{den}^{-1}$ )

Rychlost růstu, respirace a mortalita jsou teplotně závislé funkce. Všechny limitující funkce jsou bezrozměrné a nabývají hodnot od 0 do 1. Limitující funkce pro živiny jsou charakterizovány rovnicí Michaelise a Mentenové (5):

$$f(S) = S / (K_S + S) \quad (5)$$

kde:

S: koncentrace živiny (mg/l)

$K_S$ : poloviční saturační konstanta (mg/l)

Limitace světlem je modelována obdobným způsobem dle rovnice (6):

$$f(I) = I / (I + I_h) \quad (6)$$

kde:

I: solární radiace ( $\text{W}/\text{m}^2$ )

$I_h$ : poloviční saturační koeficient solární radiace ( $\text{W}/\text{m}^2$ )

V tabulce č. 1 jsou uvedeny některé parametry včetně hodnot, které pro simulaci růstu makrofyt navrhli Cole & Wells, 2006.

Tabulka č. 1. Parametry a jejich hodnoty navrhované v uživatelském manuálu pro model CE- QUAL-W2 pro simulaci růstu makrofyt (Cole & Wells, 2006)

Parametr	Zkratka parametru	Hodnota	Jednotka
Prahová koncentrace makrofyt při které makrofyta prorůstají do dalších vrstev	MBMP	40,000	mg/l
Maximální koncentrace makrofyt	MMAX	500,000	mg/l
Maximální růstová rychlost makrofyt	MG	0,300	den
Maximální respirační rychlost makrofyt	MR	0,050	den
Maximální rychlost úmrtnosti makrofyt	MM	0,050	den
Polosaturační světelná intenzita při max. fotosyntetické rychlosti	MSAT	20,000	Watt/m <sup>2</sup>
Spodní teplotní hranice pro růst makrofyt	MT1	7,000	°C
Nejnižší teplota, při které se rychlost růstu makrofyt blíží maximu	MT2	15,000	°C
Nejvyšší teplota, při které se rychlost růstu makrofyt blíží maximu	MT3	24,000	°C
Horní letální teplota pro existenci makrofyt	MT4	34,000	°C
Teplotní násobitel pro MT1	MK1	0,100	
Teplotní násobitel pro MT2	MK2	0,990	
Teplotní násobitel pro MT3	MK3	0,990	
Teplotní násobitel pro MT4	MK4	0,010	
Frakce odumřelé biomasy makrofyt tvořená POM ⇒ 1 – MPOM = DOM	MPOM	0,900	
Podíl refraktorního POM v MPOM	LRPMAC	0,200	
Frakce fosforu získaná vodními rostlinami ze sedimentu	PSED	0,500	
Frakce dusíku získaná vodními rostlinami ze sedimentu	NSED	0,500	
Polosaturační konstanta pro příjem fosforu vodními rostlinami	MHSP	0,000	mg/l
Polosaturační konstanta pro příjem dusíku vodními rostlinami	MHSN	0,000	mg/l

Polosaturační konstanta pro příjem uhlíku vodními rostlinami	MHSC	10,000	mg/l
Stechiometrický poměr obsahu fosforu v biomase makrofyt	MP	0,005	
Stechiometrický poměr obsahu dusíku v biomase makrofyt	MN	0,080	
Stechiometrický poměr obsahu uhlíku v biomase makrofyt	MC	0,450	
Min. množství rozpuštěného kyslíku potřebného pro respiraci makrofyt	O2MR	1,100	mg/l
Stechiometrický ekvivalent pro produkci rozpuštěného kyslíku během fotosyntézy vodních rostlin	O2MG	2,000	



## 4. Metodika

### 4.1. Charakteristika nádrže Lipno

Lipenská nádrž, která je charakterizována jako mělká a silně eutrofní, vznikla přehrazením údolí Vltavy na 329,7 km toku od ústí Labe, tj. asi 76 km od pramene. Nádrž se začala napouštět v roce 1958, od srpna roku 1959 je hladina na současné úrovni. Původním účelem nádrže bylo využití především pro hydroenergetiku, ochranu před povodněmi, zlepšení průtoku ve Vltavě a pro rekreaci, později (od roku 1980) se z nádrže začal také uskutečňovat vodárenský odběr pro úpravnu vody v Loučovicích (Hejzlar a kol., 2000). Vybrané parametry nádrže Lipno a jejího povodí jsou uvedeny v tabulce č. 2.

Tabulka č.2. Vybrané hydrologické a morfologické parametry nádrže Lipno (Dolejší, 1996)

Kóta maximální hladiny	726,00 m n. m.
Celkový ovladatelný objem	309,5 hm <sup>3</sup>
Objem při hladině 725,75 m n. m.	297,4 hm <sup>3</sup>
Objem při hladině 725,30 m n. m.	276,3 hm <sup>3</sup>
Celková zatopená plocha	48,7 km <sup>2</sup>
Zatopená plocha při vzduť na kótě 725,75 m n. m.	47,7 km <sup>2</sup>
Maximální hloubka	21,5 m
Průměrná hloubka	6,4 m
Průměrný průtok v profilu hráze (1931-1960)	13,1 m <sup>3</sup> /s
Průměrná teoretická doba zdržení vody v nádrži	270 dní
Plocha povodí k profilu hráze	948,2 km <sup>2</sup>

#### 4.1.1. Průhlednost vody v nádrži

Průhlednost vody v nádrži se v letech 1993 až 1997 pohybovala v rozmezí od 0,8 až 2,9 m. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny v období čiré vody na přelomu května a

června po odeznění jarního rozvoje rozsivek a před počátkem růstu letního fytoplanktonu (Hejzlar a kol.,2000).

## 4.2. Aplikace modelu

Lipenská nádrž byla pro aplikaci modelu rozdělena na 27 podélných segmentů (6 hraničních) o délce 600 až 2600 m – viz. příloha I. Nádrž byla také rozčleněna vertikálně, a to do 1 m silných vrstev.

### 4.2.1. Příprava vstupních dat

Pro spuštění modelu bylo nutno připravit několik vstupních souborů s nejrůznějšími hydrochemickými, hydrodynamickými a meteorologickými daty pro období od 1.1. 2000 do 31. 12. 2005.

***Bathymetrický soubor.*** Bathymetrický soubor (BTH) obsahuje bathymetrické parametry nádrže. Jsou v něm např. údaje o počtu i délce podélných segmentů a o hloubce vertikálních vrstev, do nichž byla nádrž rozdělena.

***Meteorologický soubor.*** V meteorologickém souboru jsou shromážděna data o:

- teplotě vzduchu (TAIR, °C)
- teplotě rosného bodu (TDEW, °C)
- rychlosti větru (WIND, m/s)
- směru větru (PHI, radián)
- stupni oblačnosti (stupnice 1 – 10, 10 = 100 % oblačnost)

Data pocházejí z každodenního měření (7, 14 a 21 hod.) Českého hydrometeorologického ústavu v Černé v Pošumaví.

### ***Soubory se vstupními koncentracemi chemických i biologických parametrů***

Pro aplikaci modelu bylo dále potřeba připravit vstupní soubory s koncentracemi živin v hlavních a vedlejších přítocích. Zkratkami Cin, Cin\_br2 a Cin\_br3 jsou označeny soubory s koncentracemi živin pro hlavní přítoky (Vltava, Olšina, Černý potok). V souborech Ctr1 až Ctr8 lze nalézt vstupní koncentrace živin pro 8 vedlejších přítoků. Ve vstupních souborech jsou shromážděny následující chemické a biologické parametry:

- 1) biomasa řas (ALGAE, mg C/l) – byla vypočítána z koncentrací chlorofylu a ve vodě, přičemž se vycházelo z následujícího vztahu mezi uhlíkem v biomase řas a chlorofylem  
a: biomasa (mg /l) = 0,064 \* Chl a (µg/l)
- 2) nerozpuštěné anorganické částice (ISS, mg/l) – byly spočteny z celkového množství nerozpuštěných látek odečtením ztrát žíháním
- 3) fosforečnanový fosfor (PO<sub>4</sub> – P, mg/l)
- 4) amoniakální dusík (NH<sub>4</sub> – N, mg/l)
- 5) dusičnanový dusík (NO<sub>3</sub> – N, mg/l)
- 6) snadno rozložitelná rozpustná organická hmota (LDOM, mg/l)
- 7) těžko rozložitelná rozpustná organická hmota (RDOM, mg/l)
- 8) snadno rozložitelná partikulovaná organická hmota (LPOM, mg/l)
- 9) těžko rozložitelná partikulovaná organická hmota (RPOM, mg/l)
- 10) rozpuštěný kyslík (DO, mg/l)

Pro fosforečnanový fosfor existují data pouze z měření Povodí Vltavy, pro dusičnanový i amoniakální dusík existují data z měření HBÚ AVČR v Českých Budějovicích v profilu Frymburk i z měření Povodí Vltavy v hrázové oblasti. Pro analýzu však byla vzata data z měření Povodí Vltavy pro jejich vyšší spolehlivost.

### ***Soubory s přítoky vody***

V souborech Qin, Qin\_br2, Qin\_br3 a Qtr1 až Qtr8 jsou seskupeny přítoky ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) vody do nádrže Lipno hlavními a vedlejšími toky v letech 2000 až 2005. Průtoky na hlavním přítoku Vltavě byly měřeny v profilu Pěkná. Celkový denní přítok vody do nádrže v  $\text{m}^3/\text{s}$  byl počítán z rozdílů objemů vody (mil.  $\text{m}^3$ ) v nádrži v čase (den)  $t+1$  a v čase  $t$  a z celkového denního odtoku vody z nádrže v  $\text{m}^3/\text{s}$  v čase (den)  $t$ . Pro správnou jednotkovou příslušnost bylo třeba přepočít ještě vynásobit  $1\text{E}6$  a vydělit počtem sekund za den, tedy 86 400. Z výše uvedeného vyplývá, že pokud došlo ke zvýšení kóty hladiny nádrže, přiteklo do ní více vody než bylo odebráno a naopak.

### ***Soubory s odtoky vody***

V souboru Qot jsou shromážděna data o odtocích vody z nádrže v  $\text{m}^3/\text{s}$ , a to ze tří elevací: 706, 713 a 723 m n. m. V nadmořské výšce 706 m n. m. je denně odebírána voda v množství  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ , v nadmořské výšce 713 m n. m. bylo během sledovaného období odebíráno v průměru  $13 \text{ m}^3/\text{s}$  vody pro hydroelektrárnu a k odtokům z poslední nejvyšší nadmořské výšky docházelo pouze v srpnu (13. – 16.) roku 2002, kdy voda odtékala přes přeliv (maximální odtok přes přeliv činil  $153,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

### ***Soubory s teplotami vody v přítocích***

Soubory Tin, Tin\_br2, Tin\_br3 a Ttr1 až Ttr8 obsahují teploty vody v hlavních a vedlejších přítocích. Měřené teploty byly však k dispozici pouze na hlavním přítoku Vltavě v profilu Pěkná. Pro ostatní přítoky bylo nutno teplotu dopočítat pomocí speciální teplotní goniometrické funkce.

## **4.3. Kalibrace**

Za účelem dosažení dobré shody mezi naměřenými a simulovanými daty byla provedena předběžná kalibrace modelu pro období od 17.5. 2004 do 4.11. 2004.

Kalibrace byla prováděna změnami fytoplanktonních parametrů uvedených v tabulce č. 3 tak, aby se změněné hodnoty parametrů pohybovaly v rozumných mezích kolem navrhovaných hodnot pro dané parametry v uživatelském manuálu pro model CE-QUAL-W2 v. 3.5 (Cole & Wells, 2006) a aby neodporovaly biologickým zákonitostem. Pro kalibraci byl vybrán fytoplankton z toho důvodu, že přítomnost fytoplanktonu významně ovlivňuje růst makrofyt v nádržích.

Tabulka č. 3. Seznam parametrů protestovaných při kalibraci fytoplanktonu – vybrané parametry z uživatelského manuálu pro model CE – QUAL – W2 (Cole & Wells, 2006)

<b>Parametr</b>	<b>Zkratka parametru</b>	<b>Jednotka</b>
Maximální růstová rychlost fytoplanktonu	AG	den
Maximální respirační rychlost fytoplanktonu	AR	den
Maximální exkreční rychlost fytoplanktonu	AE	den
Maximální míra mortality fytoplanktonu	AM	den
Sedimentační rychlost řas	AS	m/den
Polosaturační konstanta pro růst řas limitovaný fosforem	AHSP	g/m <sup>3</sup>
Polosaturační konstanta pro růst řas limitovaný dusíkem	AHSN	g/m <sup>3</sup>
Intenzita světelné saturace při maximální fotosyntetické rychlosti	ASAT	W/m <sup>2</sup>
Nejnižší teplota pro růst fytoplanktonu	AT1	°C
Nejnižší teplota pro maximální růst fytoplanktonu	AT2	°C
Nejvyšší teplota pro maximální růst fytoplanktonu	AT3	°C
Nejvyšší teplota pro růst fytoplanktonu	AT4	°C
Stechiometrický poměr obsahu fosforu v biomase řas	ALGP	

Stechiometrický poměr obsahu dusíku v biomase řas	ALGN	
---	------	--

Nejprve však byla zkalibrována stratifikace teploty (°C) ve vodním sloupci změnami koeficientu účinnosti míchání větrem pro každý ze 27 segmentů, neboť teplota je velmi důležitým faktorem, který významně ovlivňuje biologické i chemické procesy. Poté byly kalibrovány koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku (mg/l), fosforečnanového fosforu (mg/l), rozpuštěného kyslíku (mg/l) a koncentrace chlorofylu *a* ve vodním sloupci (μg/l).

Nakonec byly změněné hodnoty parametrů použity na celé sledované období (roky 2000 až 2005). Některé z výše uvedených proměnných bylo nutno dokalibrovat změnami jejich hodnot založenými na logických úvahách.

Pro každý z mnoha provedených simulačních běhů byl stanoven průměr modelovaných hodnot, průměr měřených hodnot, průměrná chyba (ME), absolutní průměrná chyba (MAE), hrubá střední odchylka (RMSE) a koeficient účinnosti modelu podle Nash & Sutcliffe (1970) (NS). Pokud koeficient NS nabývá hodnot blízkých 1, jsou modelovaná data v dobré shodě s naměřenými. Pokud je koeficient NS menší než 0, pak je vypovídací schopnost modelu menší než by byla při použití průměru pozorovaných hodnot. Uvedené odchylky byly počítány dle následujících vzorců (7), (8), (9) a (10).

$$ME = M - O \quad (7)$$

$$AME = ABS (M - O) \quad (8)$$

$$RMSE = (M - O)^2 \quad (9)$$

$$NS = 1 - \frac{\sum (M - O)^2}{\sum (O - O_{avg})^2} \quad (10)$$

kde:

M: modelovaná data

O: měřená data

O<sub>avg</sub>: průměr měřených dat

#### 4.4. Citlivostní analýza

Citlivostní analýza byla provedena pro proměnné sloužící k simulaci růstu epifytonu a makrofyt, a to nejprve pro samotný epifyton a potom pro makrofyta i s epifytickými řasami. Seznam testovaných parametrů včetně optimálních středních hodnot je uveden v tabulce č. 4. Citlivostní analýza probíhala tak, že pro každou proměnnou byly spuštěny 3 běhy a sledovaly se vlivy změn hodnot proměnných na koncentrace kyslíku (mg/l), fosforu (mg/l), dusíku (mg/l), na teplotu (°C), na koncentraci chlorofylu a (µg/l) ve vodě a na objem biomasy makrofyt (g/m<sup>3</sup>) a epifytonu (g/m<sup>2</sup>). V prvním běhu byla proměnná nastavena na -50%-ní hodnotu optimální středové hodnoty, ve druhém běhu byla testována proměnná v její optimální hodnotě a v posledním třetím běhu byla optimální hodnota proměnné nastavována na +50%-ní hodnotu. Pro jednotlivé proměnné byly v každém běhu spočteny mediány a percentily s 10% a 90% četností nepřekročení. Pro některé fytoplanktonní proměnné byly převzaty optimální středové hodnoty z uživatelského manuálu (Cole & Wells, 2006), pro zbylé byly brány ty optimální hodnoty, které vzešly z předchozí kalibrace jako vhodnější. Optimální střední hodnoty proměnných sloužících k simulaci růstu makrofyt a epifytonu byly převzaty z uživatelského manuálu (Cole & Wells, 2006), jiné byly logickou úvahou pozměněny. Jakmile byla provedena citlivostní analýza pro jeden parametr, bylo nutno před dalším testováním navrátit do modelu zpět středovou hodnotu již testované proměnné.

Tabulka č. 4. Seznam proměnných testovaných v citlivostní analýze – vyňato z uživatelského manuálu (Cole & Wells, 2006).

<b>Parametr</b>	<b>Zkratka</b>	<b>Hodnota</b>	<b>Jednotka</b>
Maximální růstová rychlost epifytonu	EG	2,000*	den
Maximální rychlost respirace epifytonu	ER	0,040*	den
Maximální rychlost exkrece epifytonu	EE	0,040*	den
Maximální míra mortality	EM	0,100*	den
Sedimentační rychlost epifytonu	EB	0,0002	m/den
Polosaturační konstanta pro růst epifytonu limitovaný fosforem	EHSP	0,006	g/m <sup>3</sup>
Polosaturační konstanta pro růst epifytonu limitovaný dusíkem	EHSN	0,05	g/m <sup>3</sup>
Intenzita světelné saturace při max. fotosyntetické rychlosti	ESAT	100,000	W/m <sup>2</sup>
Limitující hmotnost biomasy epifytonu na plochu	EHS	15,000*	g/m <sup>2</sup>
Nejnižší teplota pro růst epifytonu	ET1	4,000	°C
Nejnižší teplota pro maximální růst epifytonu	ET2	10,000	°C
Nejvyšší teplota pro maximální růst epifytonu	ET3	20,000	°C
Stechiometrický poměr fosforu v biomase epifytonu	EP	0,005*	
Stechiometrický poměr dusíku v biomase epifytonu	EN	0,080*	
Prahová koncentrace makrofyty při které makrofyty prorůstají do dalších vrstev	MBMP	40,000*	mg/l
Maximální koncentrace makrofyty	MMAX	500,00*	mg/l



Maximální růstová rychlost makrofyt	MG	0,300*	den
Maximální respirační rychlost makrofyt	MR	0,050*	den
Maximální rychlost úmrtnosti makrofyt	MM	0,050*	den
Intenzita světelné saturace při max. fotosyntetické rychlosti	SATM	20,000*	Watt/m <sup>2</sup>
Spodní teplotní hranice pro růst makrofyt	MT1	7,000*	°C
Nejnižší teplota, při které se rychlost růstu makrofyt blíží maximu	MT2	15,000*	°C
Nejvyšší teplota, při které se rychlost růstu makrofyt blíží maximu	MT3	24,000*	°C
Horní letální teplota pro existenci makrofyt	MT4	34,000*	°C
Frakce fosforu získaná vodními rostlinami ze sedimentu	PSED	0,500*	
Frakce dusíku získaná vodními rostlinami ze sedimentu	NSED	0,500*	
Stechiometrický poměr fosforu v biomase makrofyt	MACP	0,005*	
Stechiometrický poměr dusíku v biomase makrofyt	MACN	0,080*	

\* hodnoty převzaté z uživatelského manuálu pro model CE – QUAL – W2

## 5. Výsledky a diskuse

Výsledky kalibrace stratifikace teploty prováděné změnami koeficientu účinnosti míchání větrem (WSC) jsou uvedené v příloze II. Nejlepší dosažené výsledky předběžné kalibrace koncentrací rozpuštěného kyslíku (mg/l), amoniakálního a dusičnanového dusíku (mg/l), fosforečnanového fosforu (mg/l) a teploty (°C) prováděné pro rok 2004 jsou znázorněny v tabulce č. 5 a v přílohách č. III, IV, V, VI a VII.

V příloze VIII lze nalézt obrázkové výstupy z kalibrace pro celé sledované období 2000 – 2005, v tabulce č. 6, jsou shrnuty statistické výsledky této kalibrace.

V příloze IX jsou ukázány výsledky citlivostní analýzy pro epifyton.

V příloze X jsou shrnuty výsledky citlivostní analýzy pro makrofyta.

Koeficienty účinnosti míchání větrem shrnuté v příloze II dávaly nejlepší shodu mezi naměřenými a simulovanými teplotami, a tak byly použity jako vstupní data pro všechny následně spuštěné simulační běhy. Pro 9 posledních segmentů představovaných Olšinskou a Frymburskou zátokou byly hodnoty koeficientů účinnosti míchání větrem nastaveny níže vzhledem k jejich chráněné poloze.

Pokud byly nastavené WSC koeficienty příliš nízké (např. 0,2), pak byly simulované teploty oproti naměřeným značně podhodnocené, místy až o 5°C.

Z testování fytoplanktonních proměnných (tab. č. 3), které lze považovat i za citlivostní analýzu vyplynulo, že model reaguje různě citlivě na změny těch kterých parametrů:

AG – zvýšením růstové rychlosti řas (den) ze 2 na 4 došlo ke zvýšení spotřeby celkového fosforu a dusíku o cca 50%.

AR – změnami respiračních rychlostí (den) bylo dosahováno zanedbatelných změn v případě všech proměnných.

AE – zvýšením rychlosti exkrece fytoplanktonu (den) z 0,04 na 0,08 došlo ke zvýšení spotřeby celkového fosforu o 20%. Také došlo ke snížení koncentrace chlorofylu *a* ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodním sloupci o 12%. Na koncentraci dusíku ( $\text{mg/l}$ ) ve vodě se tato změna projevila zcela zanedbatelně.

AM – snížením míry mortality (den) z 0,1 na 0,04 došlo ke snížení koncentrace dusíku a fosforu ( $\text{mg/l}$ ) o cca 30% a chl *a* o více než 50% z 15,5  $\mu\text{g/l}$  na 7,1  $\mu\text{g/l}$ .

AS – změnou sedimentační rychlosti řas ( $\text{m/den}$ ) z 0,020 na 0,015 došlo ke zvýšení koncentrace fosforu ( $\text{mg/l}$ ) a chl *a* ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodním sloupci a naopak ke snížení koncentrace amoniakálního dusíku ( $\text{mg/l}$ ). Zvyšováním sedimentační rychlosti řas bylo dosahováno velmi dobré shody mezi simulovanými a naměřenými koncentracemi kyslíku ( $\text{mg/l}$ ), avšak na úkor ostatních koncentrací.

AHSP a AHSN – změny hodnot těchto proměnných ( $\text{g/m}^3$ ) se projeví na koncentracích dusíku ( $\text{mg/l}$ ), fosforu ( $\text{mg/l}$ ) a chl *a* zcela zanedbatelně i při jejich zvýšení o více než 100%.

ALGP a ALGN – na malé změny obsahu fosforu a dusíku v buňkách reaguje model naopak značně citlivě.

Při změně ALGP z 0,005 na 0,004 se koncentrace fosforu ve vodě zvýšily z 0,032  $\text{mg/l}$  na 0,039  $\text{mg/l}$ . Koncentrace dusičnanového dusíku ( $\text{mg/l}$ ) se snížily o 60%, modelované koncentrace chl *a* se naopak zvýšily z 13,4 na 17,2  $\mu\text{g/l}$ .

Zvýšením ALGN např. z 0,02 na 0,12 došlo ke snížení modelované koncentrace fosforu z 0,10 na 0,04  $\text{mg/l}$ , koncentrace amoniakálního dusíku zůstaly téměř shodné, modelovaná koncentrace dusičnanového dusíku významně klesla z 0,95  $\text{mg/l}$  na 0,25  $\text{mg/l}$ . Koncentrace chlorofylu *a* klesly z 53  $\mu\text{g/l}$  na 15  $\mu\text{g/l}$ .

ASAT – snížením této proměnné ( $\text{W/m}^2$ ) došlo ke zvýšení koncentrace chlorofylu *a* ( $\mu\text{g/l}$ ), neboť je tím umožněn růst fytoplanktonu při nižší světelné intenzitě.

AT1 až AT4 – změnami hodnot krajních a optimálních teplot (°C) pro růst řas došlo k zanedbatelným rozdílům v koncentracích živin.

Tabulka č. 5. Přehled průměrů, minim a maxim modelovaných a měřených dat pro koncentrace kyslíku, amoniakálního a dusičnanového dusíku, fosforečnanového fosforu (vše mg/l) a pro teplotu (°C) z předběžné kalibrace pro rok 2004.

	<b>Rozp. O<sub>2</sub> (mg/l)</b>	<b>Konc. NH<sub>4</sub>-N (mg/l)</b>	<b>Konc. NO<sub>3</sub>-N (mg/l)</b>	<b>Konc. PO<sub>4</sub>-P (mg/l)</b>	<b>Teplota (°C)</b>
<b>Průměr-měř.</b>	6,1 (4,4 - 7,9)	125,3 (65,0 - 203,0)	0,4 (0,1 - 0,5)	17,1 (12,0 - 26,8)	14,8 (10,2 - 17,7)
<b>Průměr-mod.</b>	5,3 (1,8 - 9,6)	136,0 (62,0 - 247,3)	0,4 (0,2 - 0,6)	12,1 (5,0 - 16,7)	15,4 (10,7 - 18,7)
<b>ME</b>	-0,6 (-2,7 - 1,7)	5,1 (-119,0 - 160,3)	0,0 (-0,3 - 0,1)	-6,7 (-17,2 - 2,0)	0,4 (-1,1 - 2,8)
<b>MAE</b>	1,9 (0,9 - 2,7)	87,1 (21,7 - 163,8)	0,2 (0,0 - 0,3)	8,6 (2,7 - 17,2)	1,2 (0,4 - 2,8)
<b>RMSE</b>	2,2 (0,9 - 3,1)	125,9 (30,4 - 229,0)	0,2 (0,0 - 0,3)	10,0 (3 - 17,9)	1,5 (0,5 - 4,4)

Z tabulky č.5 je zřejmé, že nejlepších výsledků bylo v předběžné kalibraci dosaženo pro koncentraci dusičnanového dusíku (mg/l) a pro teplotu (°C). Dobré shody mezi průměrnými naměřenými a simulovanými daty bylo také dosaženo v případě amoniakálního dusíku (mg/l), přesto průměrná chyba, průměrná absolutní chyba a hrubá střední odchylka jsou dosti vysoké. Nepříliš dobré shody bylo dosaženo pro rozpuštěný kyslík (mg/l). Model do značné míry podhodnocuje epilimnické koncentrace kyslíku v letním období a naopak nadhodnocuje koncentrace kyslíku v hypolimniu v podzimním období – viz příloha III. Na tytéž nedostatky poukazují ve svém uživatelském manuálu i Cole & Wells (2006). Model docela dobře reprodukuje koncentrace amoniakálního dusíku (mg/l) v epilimniu, není však schopen správně reprodukovat velké množství amoniakálního dusíku uvolňovaného ze sedimentů, kromě pozdně letního období – viz příloha IV. Měřené koncentrace dusičnanového dusíku (mg/l) se s modelovanými shodují relativně dobře, přesto však model v letních měsících koncentrace dusičnanového dusíku v epilimniu podhodnocuje a v hypolimniu naopak nadhodnocuje – viz příloha V. Pro koncentrace fosforečnanového fosforu (mg/l) je dosahováno dobré shody v letních měsících, v jarních a podzimních měsících jsou

simulované koncentrace fosforu silně podhodnocené – viz příloha VI. Celkově lze vyzorovat, že odchylky modelovaných dat od měřených jsou větší v obdobích jarního a podzimního míchání než v období teplotní stratifikace vodního sloupce. Dobré je, že model velmi dobře kopíruje měřené teploty, protože teplota významně ovlivňuje chemické i biologické děje nejen ve vodách – viz příloha VII. Obecně jsou odchylky simulovaných dat od měřených v epilimniu závažnější než v hypolimniu, protože epilimnion je daleko objemnější než hypolimnion.

Tabulka č. 6. Přehled statistických výsledků z kalibrace pro celé sledované období 2000 – 2005.

	Konc.P celk (mg/l)	Konc. NH4-N (mg/l)	Konc. NO3-N (mg/l)	CHSK-Cr (mg/l)	Konc. Chl a (mg/l)
<b>avgO</b>	0,032	0,057	0,430	22,727	18,326
<b>avgM</b>	0,037	0,023	0,384	12,221	16,061
<b>ME</b>	0,006	-0,034	-0,047	-10,506	-2,265
<b>MAE</b>	0,011	0,038	0,123	10,794	8,410
<b>RMSE</b>	0,014	0,068	0,192	13,253	10,656
<b>NS</b>	-1,096	-0,394	0,572	-1,770	-0,118

Z tabulky č. 6 je patrné, že pro celkový fosfor a dusičnanový dusík bylo dosaženo dobré shody mezi naměřenými a simulovanými daty, avšak NS koeficient je u všech kromě dusičnanového dusíku nízký.

Jedním z nedostatků tohoto modelu je, že nebere v úvahu např. sezónní změny v C : P poměrech v biomase rostlin a kalkuluje s konstantním C : P poměrem po celý rok, což někdy vede k nelogickým průběhům simulovaných čar. Na jaře a na podzim je poměr C : P nižší (kolem 100), v létě je zase podstatně vyšší (kolem 300).

Výsledky citlivostní analýzy ukazují, že produkce epifytonu ( $\text{g/m}^2$ ) je nejvíce ovlivnitelná změnou růstové rychlosti (den), změnou míry mortality (den), polosaturační konstantou pro růst limitovaný fosforem ( $\text{g/m}^3$ ), limitačním faktorem pro růst epifytonu ( $\text{g/m}^2$ ), intenzitou světelné saturace při maximální fotosyntetické rychlosti ( $\text{W/m}^2$ ), obsahem fosforu a dusíku v buňkách (%) a teplotami pro růst

epifytonu ( $^{\circ}\text{C}$ ). Se zvyšováním ET1 ( $^{\circ}\text{C}$ ) a ET2 ( $^{\circ}\text{C}$ ) dochází ke snižování růstu epifytonu a naopak se zvyšováním ET3 dochází ke zvětšení produkce epifytonu ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) – viz příloha IX.

Modelovaná produkce epifytonu se pohybovala v rozmezí od 0 do  $27 \text{ g}/\text{m}^2$ . Pro srovnání Kotas (2007) naměřil v roce 2005 v nádrži Nýrsko produkci epifytonu v rozmezí 0,2 až  $1 \text{ g}/\text{m}^2$ . V tomto čísle však není zahrnut epipelon, jehož tvorba biomasy je až o řád vyšší.

Zvýšením růstové rychlosti (den) z 1 na 3 dojde k šestinásobnému nárůstu produkce epifytonu.

Při nastavení míry mortality (den) na nejvyšší hodnotu (0,15) epifytické řasy ze systému vymizely. Při snížení míry mortality (den) na 0,05 došlo k masivnímu vzrůstu produkce epifytonu z 0 na  $25 \text{ g}/\text{m}^2$ .

Stejně jako u fytoplanktonu je i zde model na změny polosaturační konstanty pro růst limitovaný dusíkem ( $\text{g}/\text{m}^3$ ) velmi málo citlivý.

Na spotřebu živin v systému měla největší vliv změna růstové rychlosti epifytonu (den).

Před spuštěním citlivostní analýzy pro proměnné definující růst makrofyty i epifytonu byly střední hodnoty proměnných pro makrofyty nastaveny dle doporučení v manuálu pro model CE-QUAL-W2, což se neukázalo jako nejlepší (příloha X), protože ve všech bězích vyšla nulová produkce makrofyty ( $\text{g}/\text{m}^3$ ), v testovaném systému narostl tedy pouze epifyton, jehož množství zůstávalo konstantní a fytoplankton. Příčinou tohoto problému je nastavení počáteční koncentrace makrofyty ( $\text{g}/\text{m}^3$ ) na nulu. Při provádění další citlivostní analýzy bych tedy doporučila zvýšit počáteční koncentraci makrofyty v systému alespoň na  $0,1 \text{ g}/\text{m}^3$ .

## 6. Závěry

Pro zlepšení prediktivních schopností modelu CE-QUAL-W2 doporučuji v budoucnu se zaměřit na nedostatky modelu. Dobrým krokem ke zlepšení prediktivních schopností modelu by bylo např. důkladné proměření růstové kinetiky epifytonu. Dále by bylo dobré zaměřit se na zlepšení prediktivních vlastností modelu v době míchání vodního sloupce na jaře a na podzim. Z výsledků je patrné, že v modelu chybí část definující uvolňování živin ze sedimentů. Pro spouštění simulačních běhů s makrofyty doporučuji nenastavovat počáteční koncentraci makrofyt (MACWBCI,  $\text{g/m}^3$ ) na nulu, jak je doporučováno v uživatelském manuálu pro model CE-QUAL-W2 (Cole & Wells, 2006). Odstraněním těchto nedostatků by se mohla významně vylepšit prediktivní schopnost modelu.

## 7. Seznam použité literatury

- Adams, M. S. & M. D. McCracken, 1974. Seasonal production of the *Myriophyllum* component of the littoral of Lake Wingra, Wisconsin. *J. Ecol.* 62: 457 – 466.
- Ali, M. M., A. Hamad, I. V. Springuel & K. J. Murphy, 1995. Environmental factors affecting submerged macrophyte communities in regulated water bodies in Egypt. *Arch. Hydrobiol.* 133: 107 – 128.
- Barko, J. W. & R. M. Smart, 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 10: 229 – 238.
- Berger, C. & S. A. Wells, (in review). "A macrophyte water quality and hydrodynamic model," ASCE, *Journal of Environmental Engineering*.
- Best, E. P. H. & W. A. Boyd, 1996. A simulation model for growth of the submersed aquatic macrophyte hydrilla (*Hydrilla verticillata* (L. F.) Royle). Tech. Rep. A-96-8, U. S. Army Corps of Eng., Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Mississippi, U. S. A.
- Best, E. P. H. & W. A. Boyd, 1999. A simulation model for growth of the submersed aquatic macrophyte Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.). Tech. Rep. A-99-3, U. S. Army Eng. Waterways Exp. Stn., Vicksburg, Mississippi, U. S. A.
- Best, E. P. H., C. P. Buzzelli, S. M. Bartell, R. L. Wetzel, W. A. Boyd, R. D. Doyle & K. R. Campbell, 2001. *Hydrobiologia* 444: 43 – 70.
- Bini, L. M., S. M. Thomaz, K. J. Murphy & A. F. M. Camargo, 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* 415: 147 – 154.
- Blindow, I., 1992. Long- and short term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwat. Biol.* 28: 15 – 27.
- Blindow, I., G. Andersson, A. Hargeby & S. Johansson, 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwat. Biol.* 28: 15 – 27.
- Blom, G., E. H. S. Van Duin & L. Lijklema, 1994. Sediment resuspension and light conditions in some shallow Dutch lakes. *Wat. Sci. Technol.* 30: 243 – 252.
- Boulion, V. V., 2005. Modeling energy fluxes in lake ecosystems as a means of hydrobiological studies. *Water Resources*, Vol. 32, No. 3: 327 – 336.



- Bowes, G., A. C. Holaday & W. T. Haller, 1979. Seasonal variation in the biomass, tuber density and photosynthetic metabolism in three Florida lakes. *J. Aquat. Plant. Management* 17: 61 – 65.
- Budd, J., R. A. Lillie & P. Rasmussen, 1995. Morphological characteristics of the aquatic macrophyte, *Myriophyllum spicatum* L., in Fish Lake, Wisconsin. *J. Freshwat. Ecol.* 10: 19 – 31.
- Burkholder, J. M. & R. G. Wetzel, 1989. Epiphytic microalgae on a natural substratum in a hardwater lake: seasonal dynamics of community structure, biomass and ATP content. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 83: 1 – 56.
- Canfield, D. E., K. A. Langeland, S. B. Linda & W. T. Haller, 1985. Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. *J. Aquat. Plant. Manag.* 23: 25 – 28.
- Cerco, C. F. & T. M. Cole, 1993. Three – dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay. *J. Envir. Eng., ASCE* 119: 1006 – 1025.
- Cerco, C. F. & T. M. Cole, 1995. User`s guide to the CE – QUAL – ICM three – dimensional eutrophication model, release version 1.0. Tech. Rep. EL-95-15, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Chambers, P. A., 1987. Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure: II. In situ observations. *J. Ecol.* 75: 621 – 628.
- Cole, T. M. & S. A. Wells, 2006. "CE – QUAL – W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.5.", *Instruction Report EL-06-1*, US Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg, MS.
- Coops, H. & R. W. Doef, 1996. Submerged vegetation development in two shallow, eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 340: 115 – 120.
- Dolejší, Z., 1996. Manipulační řád pro vodohospodářské dílo Lipno I. (v ř. km 329,543) a Lipno II. (v ř. km 319,108) na Vltavě. Vodní díla – technicko – bezpečnostní dohled a. s. Praha.
- Dolgonosov, B. M. & T. N. Gubernatorova, 2005. A nonlinear model of contaminant transformations in a aquatic environment. *Water Resources*, Vol. 32, No. 3., pp. 291 – 304.
- Duarte, C. M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87 – 112.
- Duarte, C. M. & J. Kalff, 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1072 – 1080.

- Edinger, J. E. & E. M. Buchak, 1975. "A hydrodynamic, two-dimensional reservoir model: the computational basis", prepared for US Army Engineer Division, Ohio River, Cincinnati, Ohio.
- Edwards, R. W. & M. Owens, 1962. The effects of plants on river conditions IV. The oxygen balance of a chalk stream. *J. Ecol.* 50: 207 – 220.
- Environmental and Hydraulics Laboratory, 1986. "CE – QUAL – W2: A numerical two-dimensional, laterally averaged model of hydrodynamics and water quality; user's manual", *Instruction Rpt. E-86-5*. U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Environmental Laboratory 1995. "CE-QUAL-RIV1: A dynamic, one-dimensional longitudinal water quality model for streams: user's manual," *Instruction Report EL-95-2*, USACE Waterways Experiments Station, Vicksburg, MS.
- Goudriaan, J., 1986. A simple and fast numerical method for the computation of daily totals of crop photosynthesis. *Agric. For. Meteorol.* 38: 251 – 255.
- Griffin, K. L., 1994. Caloric estimates of construction cost and their use in ecological studies. *Funct. Ecol.* 8: 551 – 562.
- Hejzlar, J., J. Žaloudík, M. Hladík & P. Znachor, 2000. Zhodnocení jakosti vody v nádrži Lipno a bilance živin v období 1998 – 1999. Hydrobiologický ústav Akademie věd ČR, České Budějovice.
- Horppila, J. & L. Nurminen, 2001. The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwater Biology* 46: 1447 – 1455.
- Jayaweera, M. & T. Asaeda, 1996. Modelling of biomanipulation in shallow, eutrophic lakes: An application to Lake Bleiswijkse Zoo, the Netherlands. *Ecological Modelling* 85: 113 – 127.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Kanstrup, B. Petersen, R. B. Erikson, M. Hammershøj, E. Mortensen & E. Jensen, 1994. Does the influence of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275/276: 15 – 30.
- Johnson, B. H., K. W. Kim, R. E. Heath, B. B. Hsieh & H. L. Butler, 1993. Validation of three dimensional model of Chesapeake Bay. *J. Hydr. Eng., ASCE* 119: 2 – 20.
- Kaenel, B. R. & U. Uehlinger, 1999. Aquatic plant management: ecological effects in two streams of the Swiss Plateau. *Hydrobiologia* 415: 257 – 263.
- Kalff, J., 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice – Hall, Upper Saddle River.

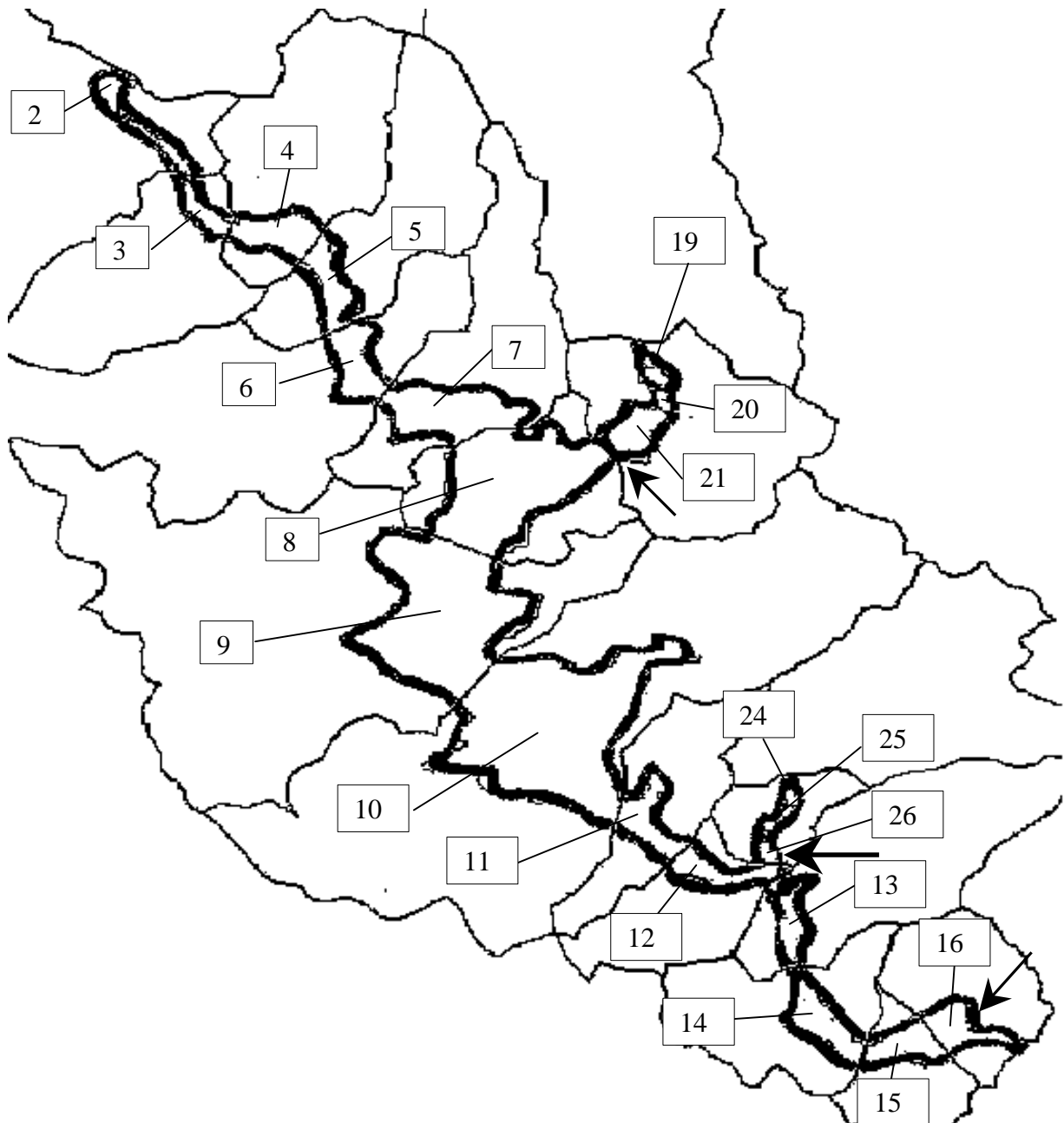
- Kotas, P., 2007. Význam bentických a epifytických řas pro bilanci fosforu v údolní nádrži Nýrsko. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta.
- Lotze, H. & W. Schramm, 2000. Ecophysiological traits explains species dominance patterns in macroalgal blooms. *J. Phycol.* 36: 287 – 295.
- McCreary, N. J., 1991. Competition as a mechanism of submerged macrophyte community structure. *Aquat. Bot.* 41: 177 – 193.
- Meijer, M. L., M. W. De Haan, A. W. Breukelaar & H. Buiteveld, 1990. Is reduction of the benthivorous fish an important case of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia* 200/201: 303 – 315.
- Melzer, A., 1999. Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia* 395/396: 181 – 190.
- Middelboe, A. L. & S. Markager, 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 37: 553 – 568.
- Mulderij, G., E. H. Van Nes & E. Van Donk, 2007. Macrophyte – phytoplankton interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors. *Ecological modelling* 204: 85 – 92.
- Nash, J. E. & J. V. Sutcliffe, 1970. River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10 (3): 282 – 290.
- Nichols, D. S. & D. R. Keeney, 1973. Nitrogen and phosphorus release from decaying water milfoil. *Hydrobiologia* 42: 509 – 525.
- Overton, J. McC., R. T. T. Stephens, J. R. Leathwick & A. Lehmann, 2002. Information pyramids for informed biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation* 11: 2093 – 2116.
- Penning de Vries, F. W. T. & H. H. Van Laar, 1982. Simulation of growth processes and the model BACROS. *Simulation of plant growth and crop production*, Pudoc, Wageningen: 99 – 102; 114 – 131.
- Phillips, G. L., D. F. Emlinson & B. Moss, 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated waters. *Aquat. Bot.* 4: 103 – 125.
- Pieterse, A. H. & K. J. Murphy, 1990. *Aquatic Weeds*. Oxford University Press, Oxford: 593 pp.
- Rolon, A. S. & L. Maltchik, 2006. Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte richness and composition in wetlands of southern Brazil. *Hydrobiologia* 556: 221 – 231.

- Rooney, N. & J. Kalff, 2003. Interactions among epilimnetic phosphorus, phytoplankton biomass and bacterioplankton metabolism in lakes of varying submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia* 501: 75 – 81.
- Rørslett, B., 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany* 39: 173 – 193.
- Sand – Jensen, K. & M. Sondergaard, 1981. Phytoplankton and epiphyte development and their shading effect on the submerged macrophytes in lakes of different nutrient status. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 66: 529 – 552.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London: 357 pp.
- Scheffer, M., M. R. De Redelijkheid & F. Noppert, 1992. Distribution and dynamics of submerged vegetation in a chain of shallow eutrophic lakes. *Aquat. Bot.* 42: 199 – 216.
- Søndergaard, M. & B. Moss, 1998. Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In Jeppesen, E. M., M. Søndergaard & K. Christoffersen (eds), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Ecological Studies Vol. 131. Springer-Verlag, New York: 115 – 132.
- Spence, D. H. N., 1982. The zonation of plants in freshwater lakes. *Adv. Ecol. Res.* 12: 37 – 125.
- Stanley, R. A. & A. W. Nailor, 1972. Photosynthesis in Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.). *Plant Physiol.* 50: 149 – 151.
- Ten Winkel, T. E. H. & J. T. Meulemans, 1984. Effects of fish upon submerged vegetation. *Hydrobiol. Bull.* 18: 157 – 158.
- Titus, J. & M. A. Adams, 1979. Coexistence and the comparative light relations of the submerged macrophytes *Myriophyllum spicatum* L. and *Vallisneria americana* Michx. *Oecol.* 40: 273 – 286.
- Uotila, P., 1971. Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S – Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 8: 257 – 295.
- Van, T. K., W. T. Haller & G. Bowes, 1976. Comparison of the photosynthetic characteristics of three submerged aquatic plants. *Plant Physiol.* 58: 761 – 768.
- Van, T. K., W. T. Haller & L. A. Garrard, 1978. The effect of daylength and temperature on *Hydrilla* growth and tuber production. *J. Aquat. Plant Manage.* 28: 74 – 76.
- Van den Berg, M. S., M. Scheffer, E. Van Nes & H. Coops, 1999. Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 408/409: 335 – 342.

- Van Duin, E. H. S., G. Blom, F. J. Los, R. Maffione, R. Zimmerman, C. F. Cerco, M. Dortch & E. P. H. Best, 2001. Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. *Hydrobiologia* 444: 25 – 42.
- Van Nes, E. H., M. S. Van den Berg, J. S. Clayton, H. Coops, M. Scheffer & E. van Ierland, 1999. A simple model for evaluating the costs and benefits of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 415: 335 – 339.
- Van Nes, E. H., M. Scheffer, M. S. Van den Berg & H. Coops, 2002. Dominance of charophytes in eutrophic shallow lakes – when should we expect it to be an alternative stable state? *Aquat. Bot.* 72: 275 – 296.
- Wehr, J., J. Petersen & S. Findlay, 1999. Influence of three contrasting detrital carbon sources on planktonic bacterial metabolism in a mesotrophic lake. *Microb. Ecol.* 37: 23 – 35.
- Wetzel, R. G., 1983. *Limnology*. Saunders, New York: 860 pp.
- Zambrano, L. & D. Hinojosa, 1999. Direct and indirect effects of carp (*Cyprinus carpio* L.) on macrophyte and benthic communities in experimental shallow ponds in central Mexico. *Hydrobiologia* 408/409: 131 – 138.

## 8. Přílohy

**Příloha I:** Znázornění rozdělení nádrže Lipno do podélných segmentů, chybějící čísla 1, 17, 18, 22, 23 a 27 značí hraniční segmenty, šipkami označena odběrová místa dat (Frymburk, Černá v Pošumaví a hrázová oblast nádrže Lipno).

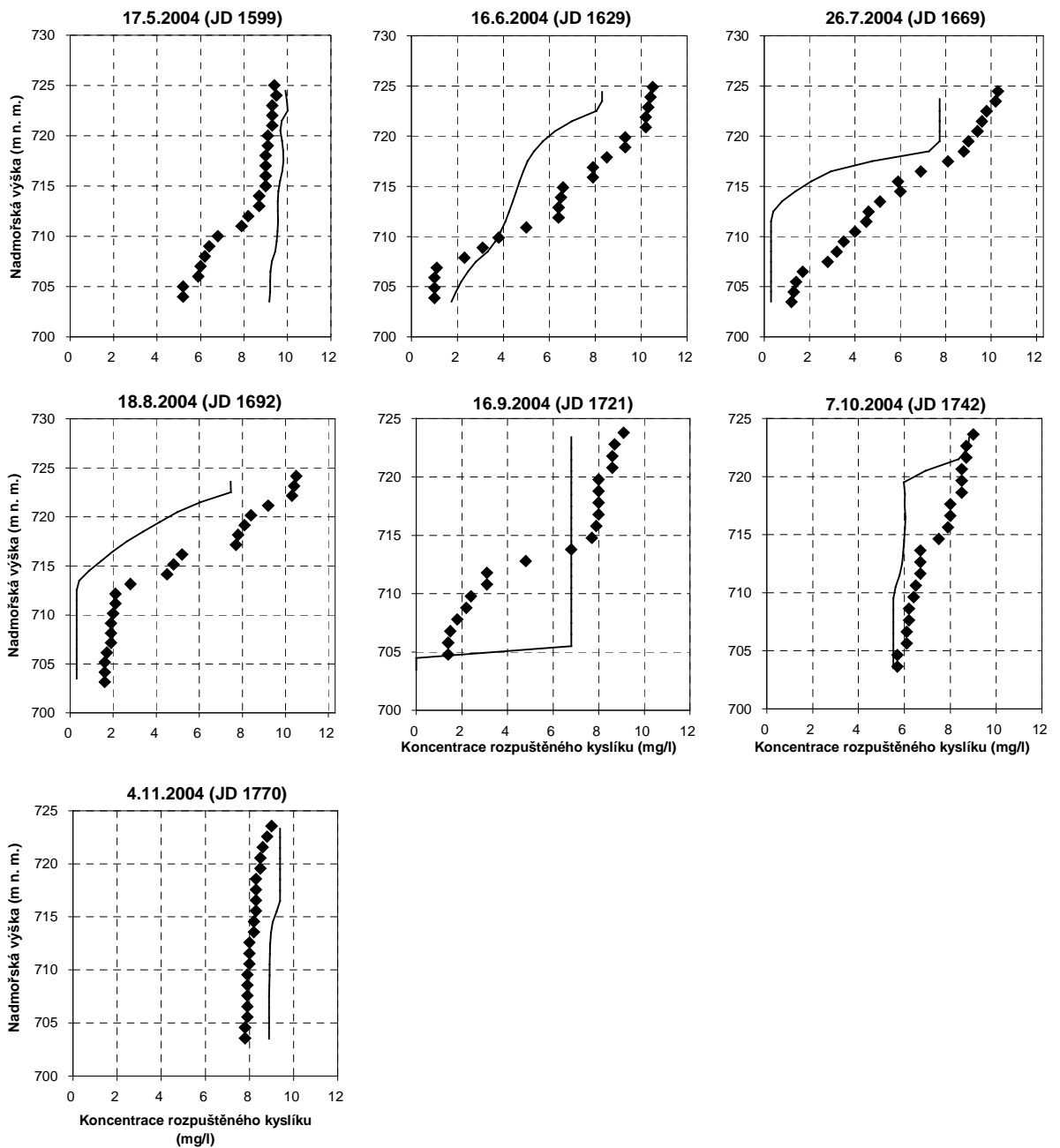


**Příloha II:** Optimální hodnoty koeficientů účinnosti míchání větrem pro jednotlivé podélné segmenty nádrže Lipno, pro které bylo dosahováno dobré shody mezi naměřenými a simulovanými teplotami (°C).

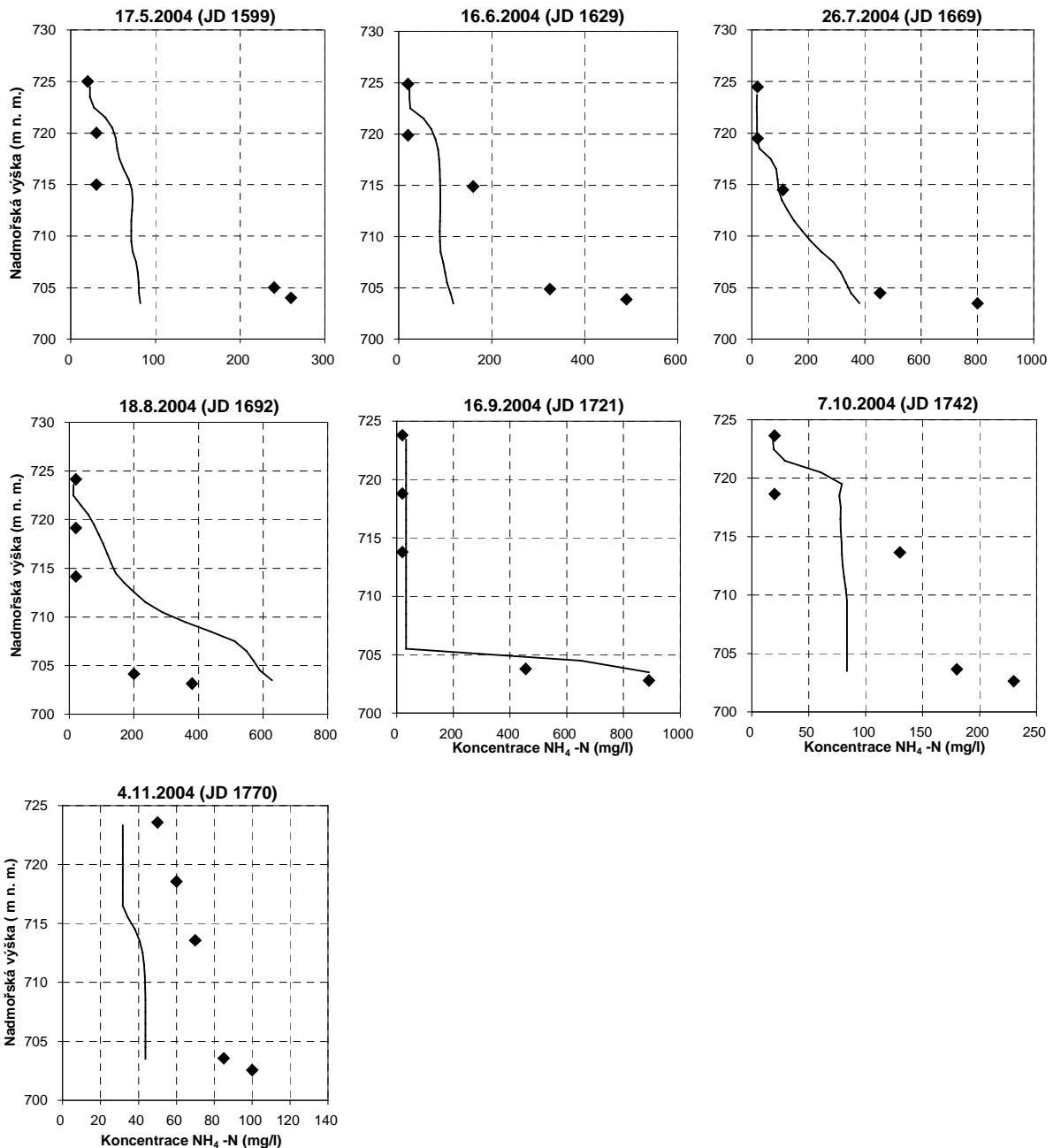
Číslo podélného segmentu	Koeficient účinnosti míchání větrem (WSC)
1	0,85
2	0,85
3	0,85
4	0,85
5	0,90
6	0,90
7	0,95
8	0,95
9	0,95
10	0,90
11	0,85
12	0,85
13	0,85
14	0,85
15	0,85
16	0,85
17	0,85
18	0,85
19	0,70
20	0,70
21	0,70
22	0,70
23	0,70
24	0,70
25	0,70
26	0,70
27	0,70



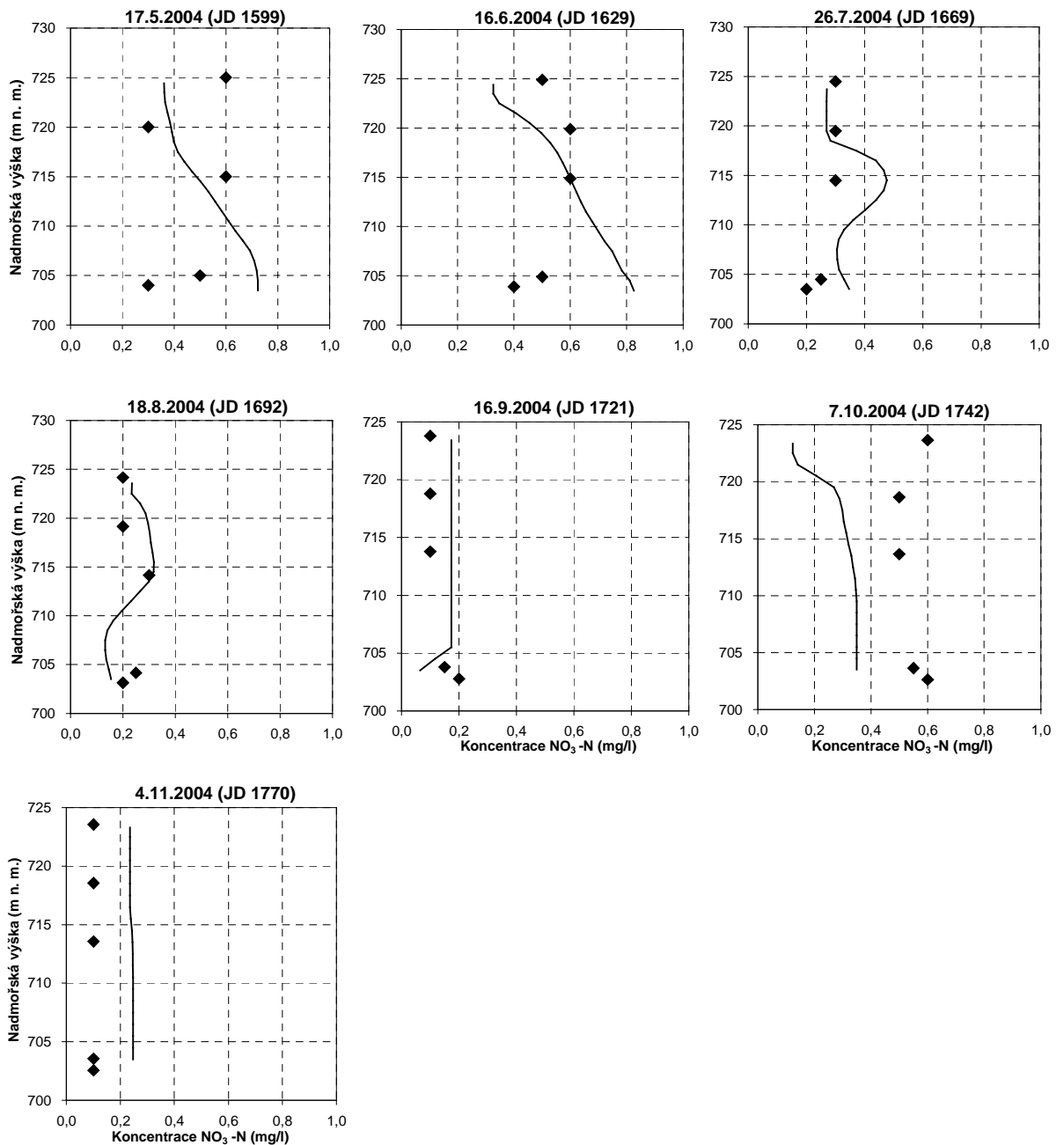
**Příloha III:** Výsledky kalibrace koncentrace rozpuštěného kyslíku (mg/l) ve vodním sloupci pro rok 2004. Plné čtvercové body značí měřená data, plná čára značí simulovaná data. Zkratka JD znamená juliánský den. Na ose x jsou koncentrace rozpuštěného kyslíku v mg/l a na ose y jsou nadmořské výšky v m n. m.



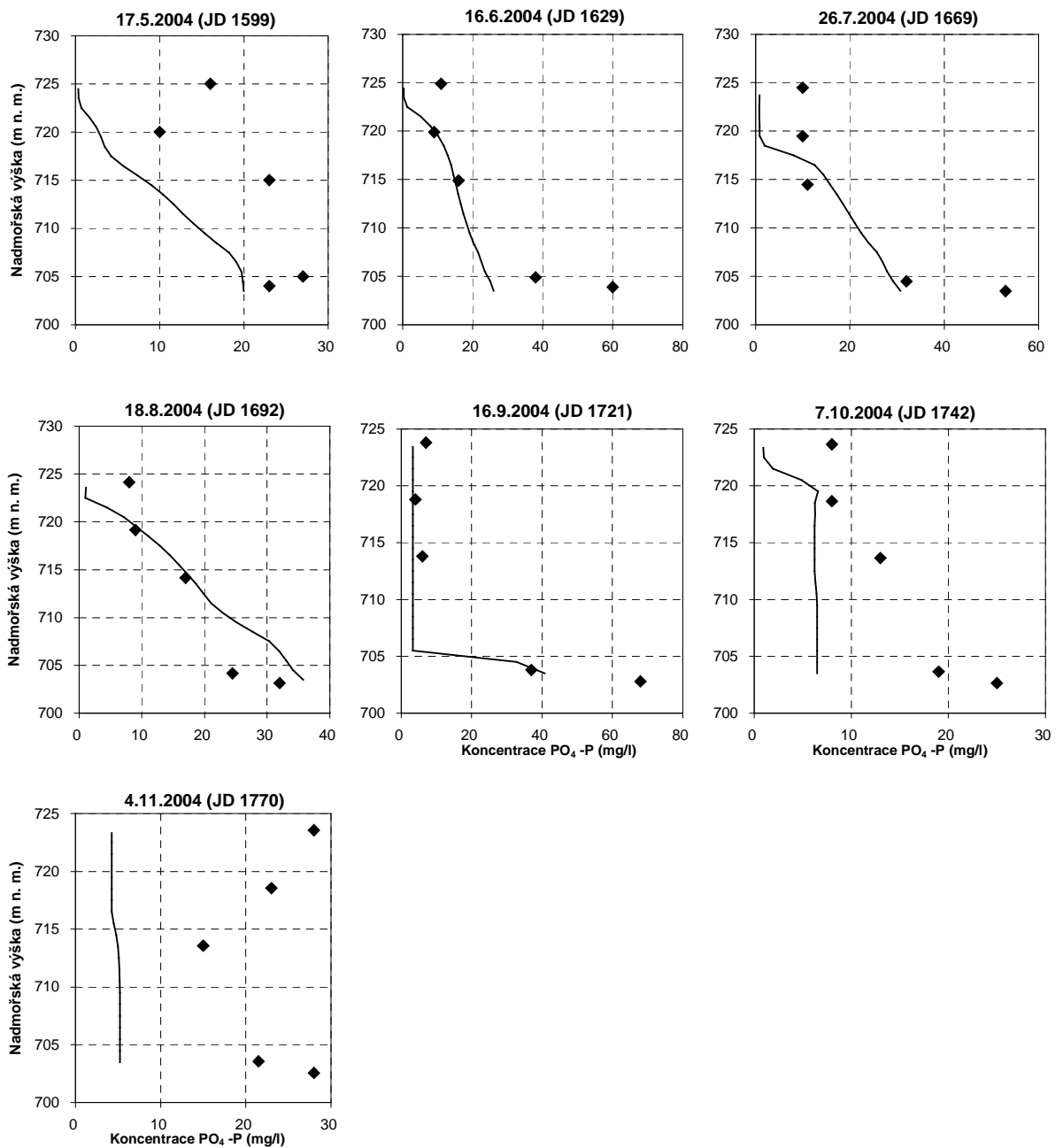
**Příloha IV:** Výsledky kalibrace koncentrace amoniakálního dusíku ( $\text{NH}_4\text{-N}$ , mg/l) ve vodním sloupci pro rok 2004. Plné čtvercové body značí měřená data, plná čára značí simulovaná data. Zkratka JD znamená juliánský den. Na ose x jsou koncentrace amoniakálního dusíku v mg/l a na ose y jsou nadmořské výšky v m n. m.



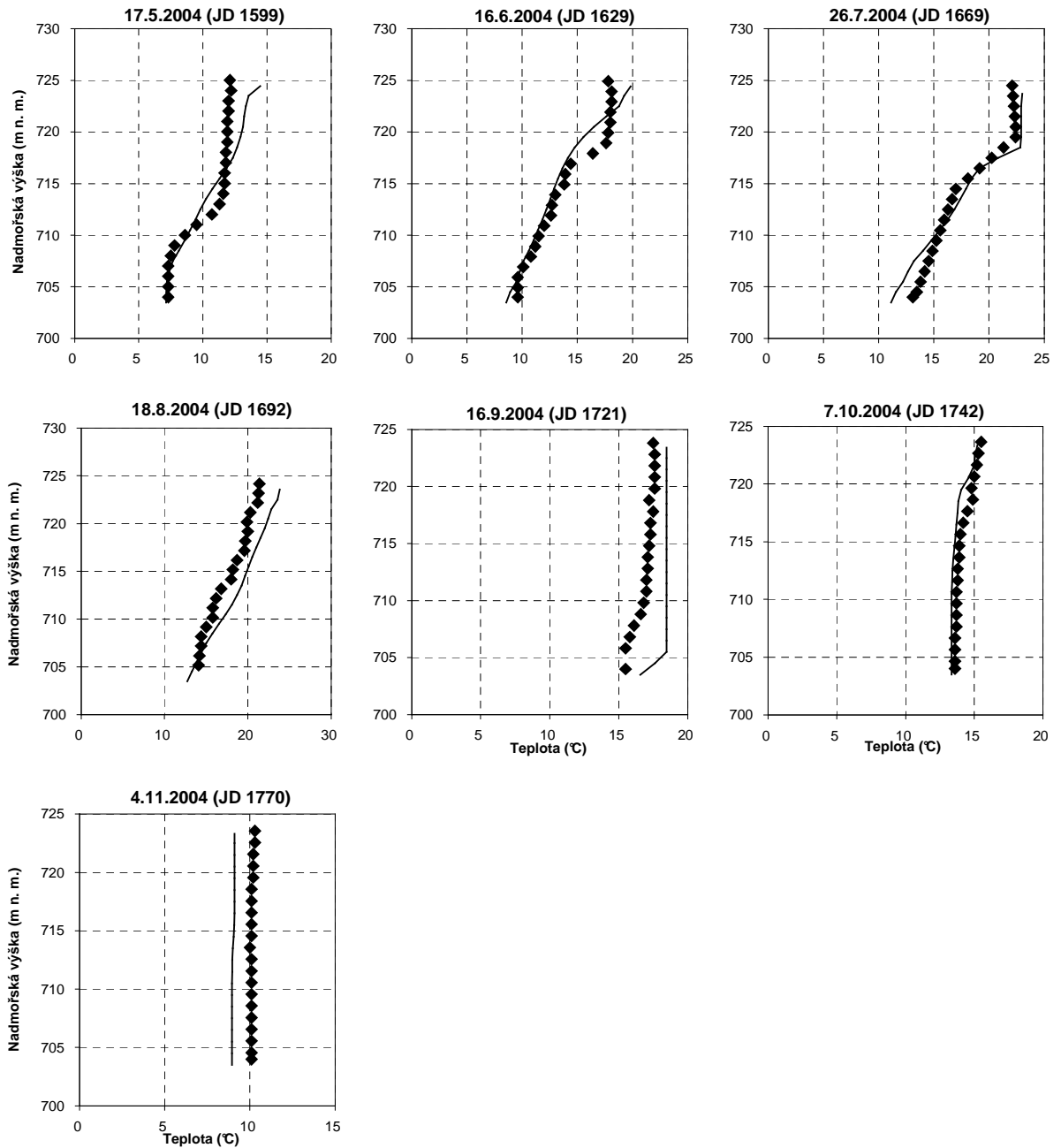
**Příloha V:** Výsledky kalibrace koncentrace dusičnanového dusíku ( $\text{NO}_3\text{-N}$ , mg/l) ve vodním sloupci pro rok 2004. Plné čtvercové body značí měřená data, plná čára značí simulovaná data. Zkratka JD znamená juliánský den. Na ose x jsou koncentrace dusičnanového dusíku v mg/l a na ose y jsou nadmořské výšky v m n. m.



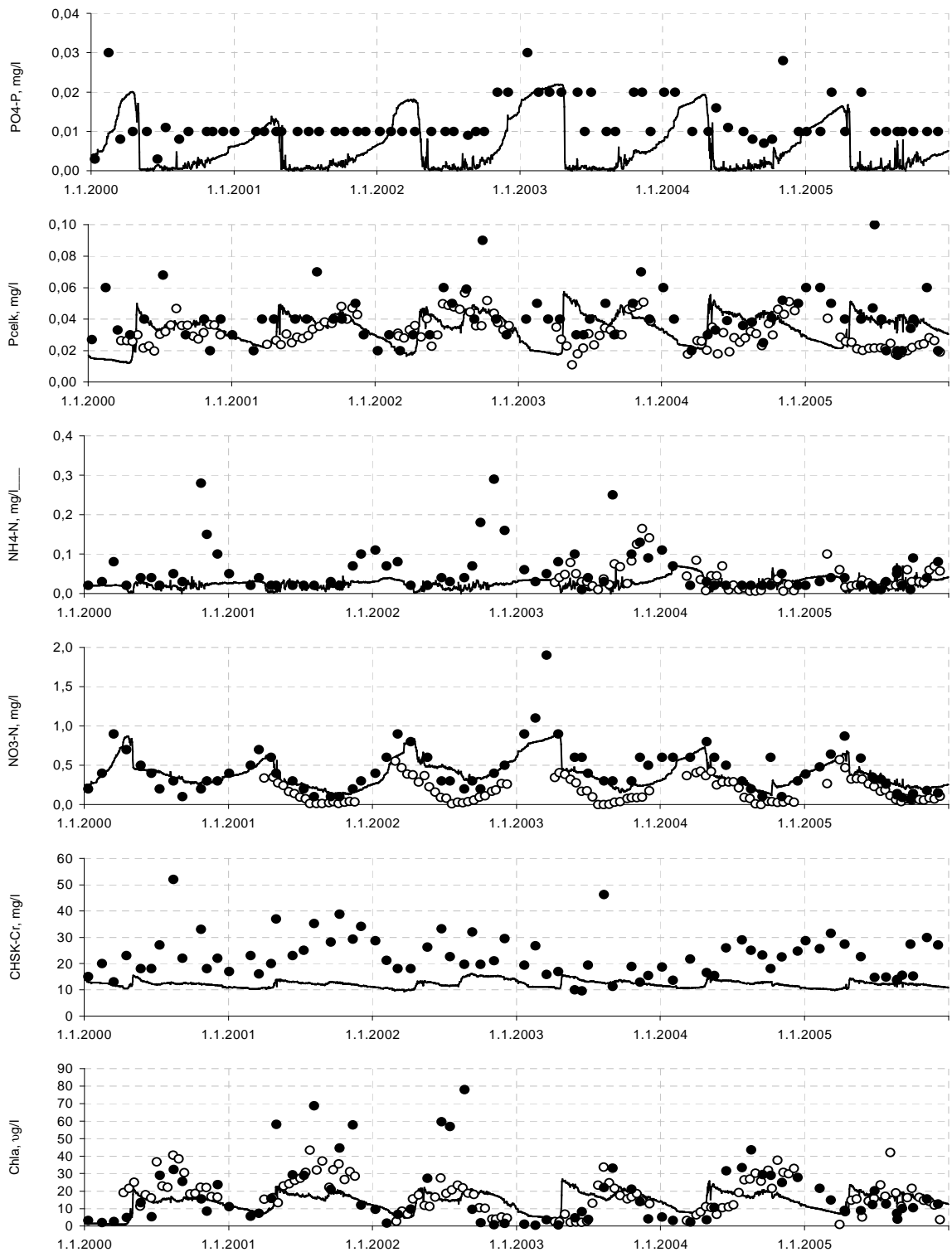
**Příloha VI:** Výsledky kalibrace koncentrace fosforečnanového fosforu ( $\text{PO}_4\text{-P}$ , mg/l) ve vodním sloupci pro rok 2004. Plné čtvercové body značí měřená data, plná čára značí simulovaná data. Zkratka JD znamená juliánský den. Na ose x jsou koncentrace fosforečnanového fosforu v mg/l a na ose y jsou nadmořské výšky v m n. m.



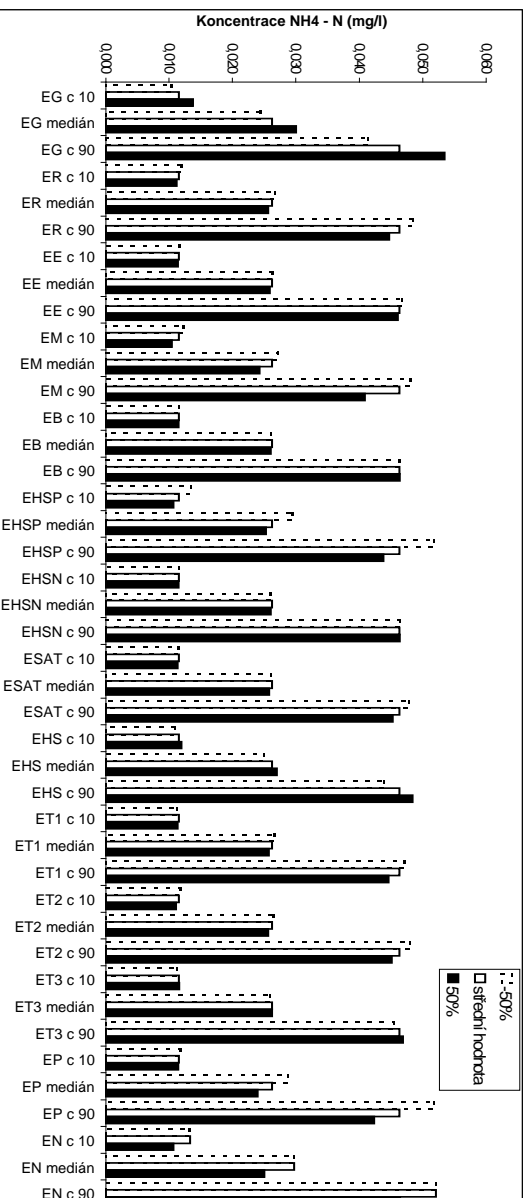
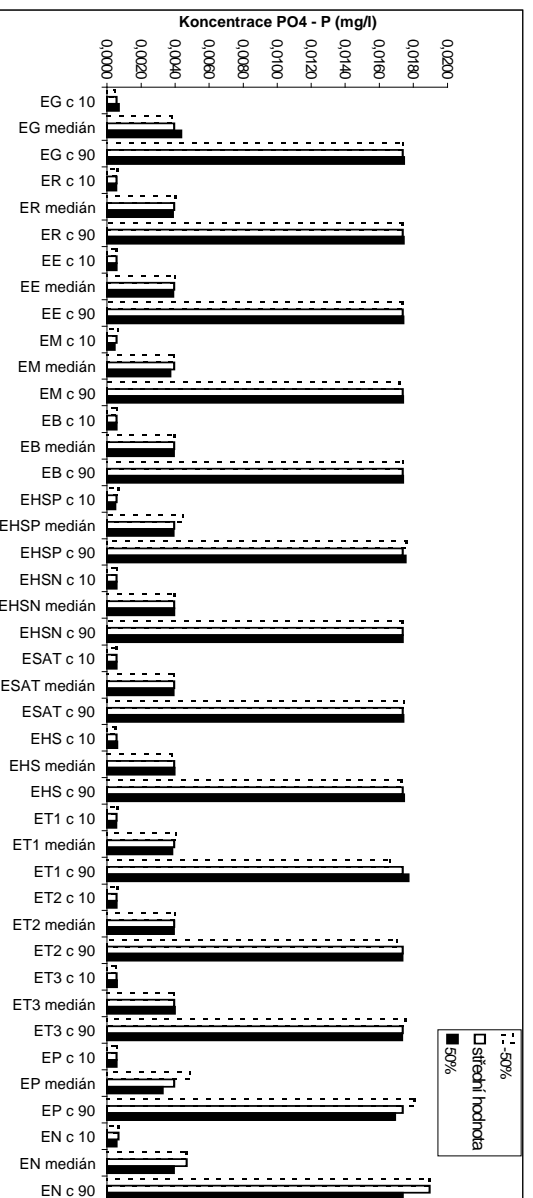
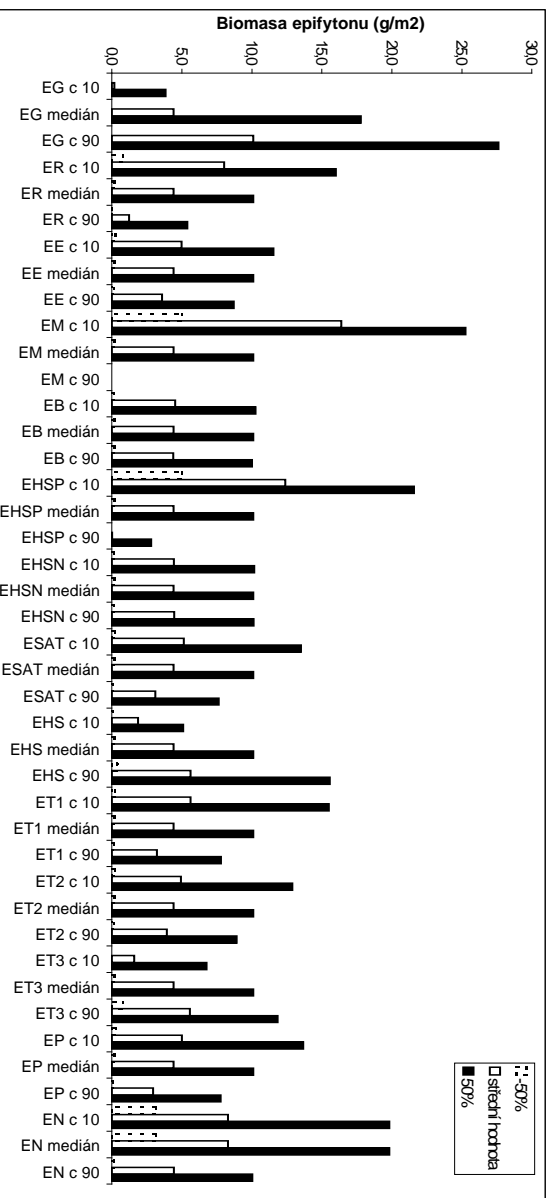
**Příloha VII:** Výsledky kalibrace stratifikace teploty ( $^{\circ}\text{C}$ ) ve vodním sloupci pro rok 2004. Plné čtvercové body značí měřená data, plná čára značí simulovaná data. Zkratka JD znamená juliánský den. Na ose x je teplota ( $^{\circ}\text{C}$ ) a na ose y jsou nadmořské výšky v m n. m.

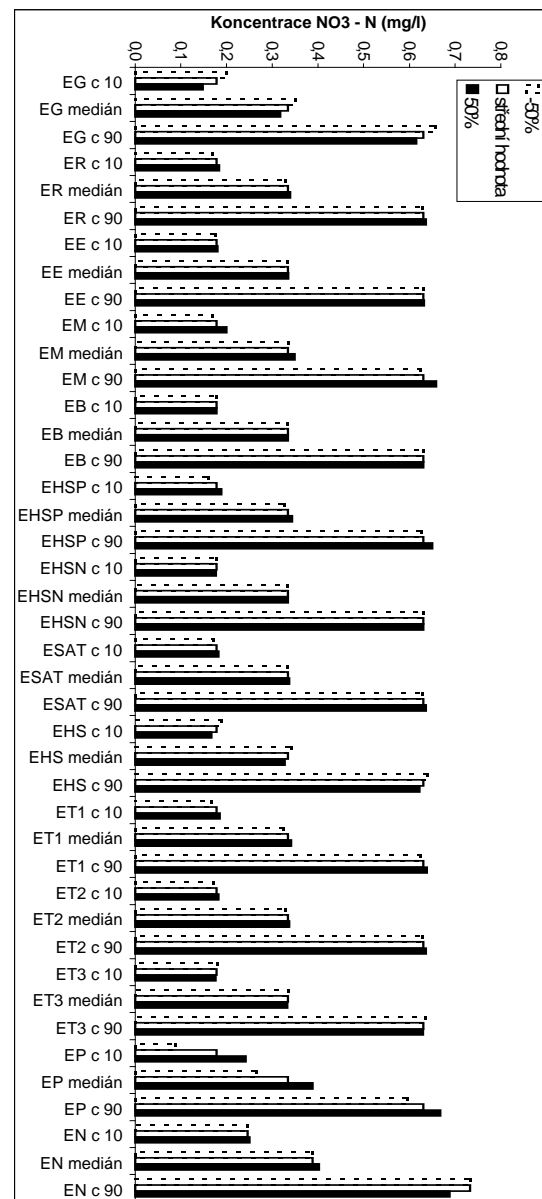
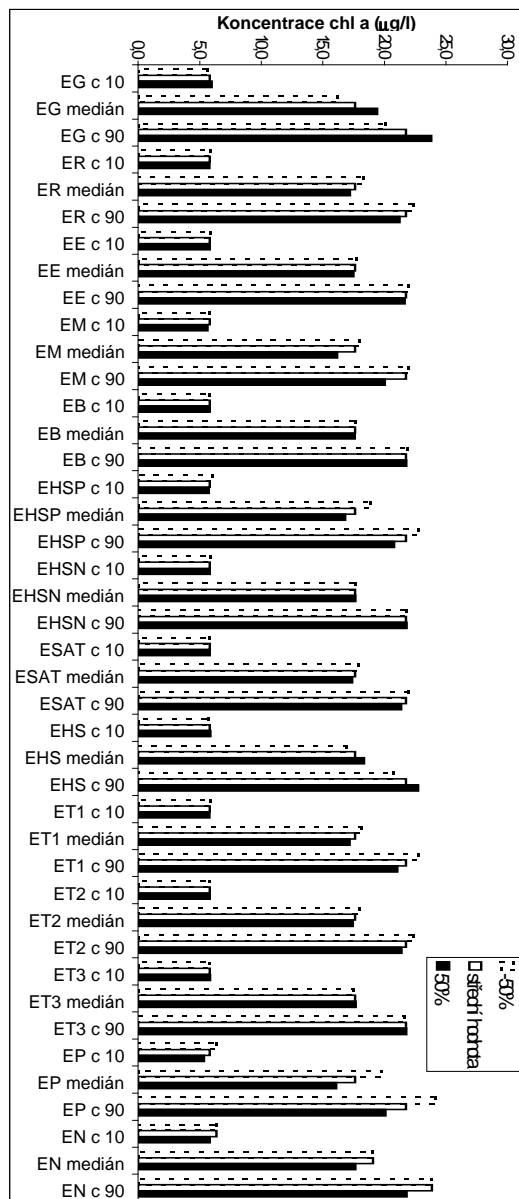


**Příloha VIII:** Výsledky kalibrace koncentrace celkového fosforu (mg/l), fosforečnanového fosforu (mg/l), amoniakálního dusíku (mg/l), dusičnanového dusíku (mg/l), chemické spotřeby kyslíku (CHSK<sub>Cr</sub> = 2,5 DOC) (mg/l) a chlorofylu *a* (µg/l) pro celé sledované období (plné body = měřená data od Povodí Vltavy, prázdné body = měřená data od HBÚ AVČR a plná čára = modelovaná data)



**Příloha IX: Výsledky citlivostní analýzy pro epifyton - biomasa epifytonu (g/m<sup>2</sup>), koncentrace PO<sub>4</sub>-P (mg/l), NH<sub>4</sub>-N (mg/l), NO<sub>3</sub>-N (mg/l) a koncentrace chlorofylu *a* (µg/l)**







### Příloha X: Výsledky citlivostní analýzy pro makrofyta

