

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
Fakulta tropického zemědělství



**Fakulta tropického
zemědělství**

Ochrana a hospodářský management divokých populací lipana
podhorního

Bakalářská práce

Praha 2022

Vypracoval:
Tomáš Blažek

Vedoucí práce:
prof. Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D.

Prohlášení

Čestně prohlašuji, že jsem tuto práci na téma Ochrana a hospodářský management divokých populací lipana podhorního vypracoval samostatně, veškerý text je v práci původní a originální a všechny použité literární prameny jsem podle pravidel Citační normy FTZ řádně uvedl v referencích.

V Praze dne 15.4. 2022

.....
Tomáš Blažek

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval prof. Mgr. Ondřeji Slavíkovi Ph.D. za odborné vedení a udělení cenných rad při psaní této práce. V neposlední řadě bych chtěl poděkovat svým rodičům a nejbližšímu okolí za bezmeznou podporu.

Abstrakt

Ochrana a hospodářský management divokých populací lipana podhorního

Lipan podhorní je druh lososovité ryby s mimořádným biologickým a hospodářským významem. Evropské populace lipana jsou však v současnosti ohroženy nadměrným rybolovem, změnou prostředí v důsledku přehrazení toků jezy a přehradami, změnou průtokového a teplotního režimu, znečištěním a také nevhodným hospodářským managementem. Především vysazování jedinců uměle odchovaných v líhních a geneticky nepůvodních populací snižuje schopnost divokých populací vyrovnávat se s dalšími změnami prostředí.

Klíčová slova: akvakultura, biologie, lipan podhorní, ochrana, prostředí, rekreační rybolov, ryby

Author's abstract

Conservation status of wild grayling populations with implications for management

Grayling is a species of salmonid fish of extraordinary biological and economic importance. However, European grayling stocks are currently threatened by overfishing, environmental change due to dam dams and weirs, changes in flow and temperature regimes, pollution and also inappropriate economic management. In particular, the introduction of individuals artificially bred in hatcheries and non-genetic populations reduces the ability of wild populations to cope with other changes in the environment.

Key words: aquaculture, biology, environment, fish, grayling, protection, recreational fishing

Obsah

1.	Úvod	- 1 -
2.	Cíle práce	- 3 -
3.	Metodika práce	- 4 -
4.	Obecná charakteristika druhu	- 5 -
4.1	Rozšíření v Evropě.....	- 5 -
4.1.1	Rozšíření v České republice	- 6 -
4.2	Potrava	- 8 -
4.3	Rozmnožování	- 9 -
4.3.1	Umělý výtěr	- 11 -
4.4	Růst	- 12 -
4.5	Význam	- 13 -
4.6	Chování	- 15 -
4.7	Popis.....	- 15 -
4.8	Stanoviště.....	- 16 -
4.9	Nároky na prostředí	- 18 -
4.10	Predátoři.....	- 18 -
4.11	Nemoci.....	- 19 -
4.12	Konkurence s jinými druhy ryb	- 19 -
4.12.1	Konkurence při rozmnožování	- 20 -
4.12.2	Konkurence při soutěži o stanoviště.....	- 20 -
4.12.3	Konkurence při soutěži o potravu.....	- 21 -
4.12.4	Porovnání biologie lipana podhorního s lipanem arktickým.....	- 21 -
5.	Behaviorální ekologie lipana podhorního	- 23 -
5.1	Reprodukční chování	- 23 -
5.2	Preference prostředí	- 24 -
5.2.1	Reprodukce	- 24 -
5.2.2	Přezimování	- 28 -
5.2.3	Ontogentický vývoj	- 28 -
5.3	Migrace	- 30 -
5.3.1	Reprodukční migrace.....	- 30 -
5.3.2	Potravní migrace.....	- 31 -
6.	Konflikty	- 32 -
6.1	Změna prostředí	- 32 -
6.1.1	Přehrady a elektrárny	- 32 -
6.1.2	Potrubí	- 33 -
6.1.3	Lesnictví	- 34 -
6.1.4	Regulace vody	- 34 -
6.1.5	Znečištění vody	- 35 -
6.1.6	Vysazování lipanů z umělých chovů	- 35 -
6.2	Rybolov.....	- 37 -
6.3	Kompetice a predace.....	- 37 -
7.	Závěr	- 38 -
8.	Seznam literatury	- 39 -

Seznam tabulek:

Tabulka 1: Charakteristika rybích pásem).....	- 16 -
Tabulka 2: Hloubka vody (cm) upřednostňovaná různě velkými rybami (cm) pstruha obecného a lipana.....	- 20 -
Tabulka 3: Optimální, spodní a horní kritické teploty pro lososa, pstruha a lipana....	- 21 -
Tabulka 4: Procentuální složení spodního substrátu na trdlišti lipanů v řece Indalsalven, Švédsko.....	- 25 -
Tabulka 5: Rychlost proudu vody (cm/s) v místech tření lipana podhorního v řekách Pollon a Suran, Francie.....	- 26 -
Tabulka 6: Charakteristika stanovišť lipana podhorního.	- 28 -
Tabulka 7: Procentuální úspěšnost návratnosti v závislosti na stáří lipana.....	- 30 -

Seznam obrázků:

Obrázek 1: Rozšíření lipana v Evropě (Northcote 1995).....	- 6 -
Obrázek 2: dospělí lipani z akvakulturního chovu připravení k umělé reprodukci. Foto: Ondřej Slavík.....	- 11 -
Obrázek 3: Lipan podhorní v popředí samec v pozadí samice. Foto: Ondřej Slavík.....	- 16 -
Obrázek 4: Typické stanoviště lipana podhorního. Foto: Ondřej Slavík.....	- 18 -
Obrázek 5: Třecí stanoviště lipana. Foto: Ondřej Slavík.....	- 25 -
Obrázek 6: Hloubka vody (cm) preferovaná k výběru trdliště lipanem podhorním v řekách Pollon a Suran, Francie (upraveno podle Sempeski & Gaudin 1995).....	- 27 -
Obrázek 8: Rybí přechod. Foto: Vlasta Gajdošíková	- 32 -

Seznam grafů:

Graf 1: Úlovky lipana podhorního v mimopstruhových a pstruhových revírech v období 1990-2020.	- 8 -
Graf 2: Průměrná (mm) délka lipana podhorního v Českých tocích v daném věku.	- 13 -
Graf 3: Průměrná hmotnost (kg) a délka (cm) lipana podhorního	- 13 -

Seznam zkratk použitých v práci:

T. - thymallus

1. Úvod

Lipan podhorský náležící do čeledi lososovitých patří mezi známé ryby obývající převážně mírný podnebný pás. Na českém území osídluje zejména pstruhová a lipanová pásma vodních toků. V současných letech je však možné se čím dál více setkat s jeho úbytkem v důsledku řady nepříznivých vlivů, s nimiž se v českých, evropských i světových vodách musí potýkat. Zdravý vodní ekosystém a přirozené životní prostředí jsou zásadními faktory pro úspěšné rozšiřování populace lipana. Splnění takových podmínek se však stává stále složitější, a naopak přibývají faktory vedoucí k ohrožování jeho životních podmínek.

Jednou z hlavních příčin je sportovní rybolov, jehož negativním dopadům se příslušné orgány snaží zabránit stanovením minimální lovné míry a povolené roční doby, která je určena k rybolovu. Stále se měnící životní podmínky a různorodé dopady přeměny krajiny mají za důsledek zhoršování kvality prostředí pro lipany. Příkladem je výstavba přehrad, kde silný průtok vody znemožňuje migraci lipanů. Podpora jejich migrace bývá realizovaná výstavbou rybích přechodů.

Narušení rovnováhy přirozeného prostředí má rovněž za následek snižování populace lipanů podhorských. V potravním řetězci jsou častou potravou vyder a různých druhů vodních ptáků, mláďata často požírají štiky a další dravé ryby. Podpora rozmnožování predáčnických druhů, jejichž počty se v posledních letech snížily, může rovněž kontraproduktivně vést ke snižování počtu lipanů, jsou-li narušeny podmínky pro jejich úspěšné rozmnožování.

Premisou bakalářské práce je, že by lipan podhorský měl být plnohodnotnou součástí populace říčních toků a v českých podmínkách by příslušné veřejné orgány měly mít za cíl úspěšně navyšovat jeho počty. Chov a výsadbu lipana v Česku zajišťuje Český rybářský svaz. Umělá výsadba má na stavy, výskyt a úspěšné zvyšování počtů lipanů zcela zásadní význam, otázkou však je, nakolik se umělé vysazení lipani dokáží uchytit v přirozených vodních tocích.

Jednou z hlavních překážek v záležitosti úspěšného rozmnožování lipana podhorského je jeho citlivost na vnější podmínky a mechanickou manipulaci. Důležitá je správná teplota a pH vody, ve které žije, citlivý je rovněž na intenzitu proudění vody, což ovlivňuje jeho migrační tendence. Při mechanické manipulaci se může snadno zranit,

rovněž je citlivý na zaplísnění, přítomnost parazitů a dermatitidu (Carlstein 1997; Northcote 1995).

2. Cíle práce

Cílem bakalářské práce byla rešerše literárních údajů týkající se obecné charakteristiky druhu, behaviorální ekologie a konfliktů lipana podhorního, dále pak diskuse možných zlepšení současného managementu.

3. Metodika práce

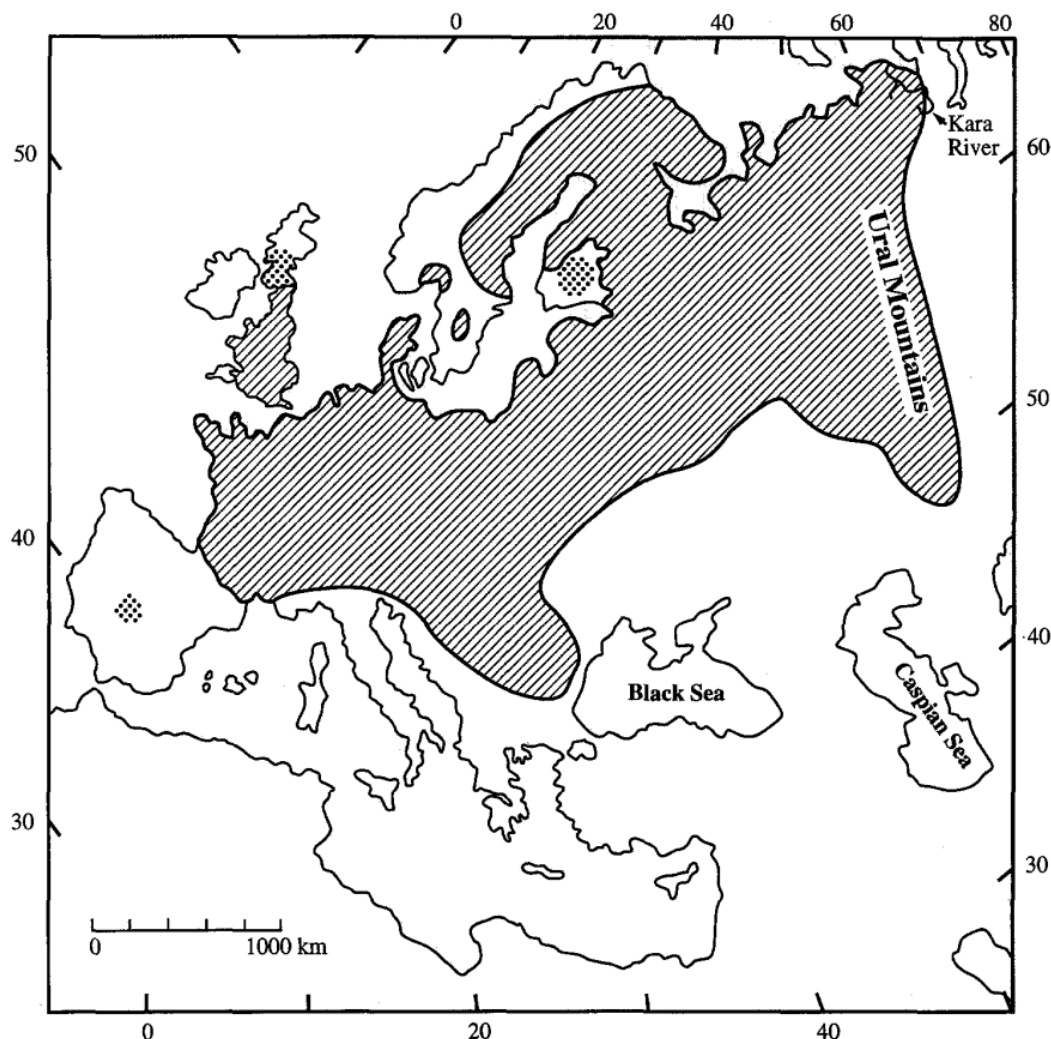
Literární rešerše byla zpracována na základě odborné a vědecké literatury z vědeckých databází. Veškerá literatura byla citována podle závazných pravidel ČZU. Součástí práce bylo stanovení hlavních rizik pro přirozený vývoj divokých populací lipana a návrhy pro jejich management.

4. Obecná charakteristika druhu

Lipan podhorní *Thymallus thymallus* Linck, 1790 je řazen do řádu lososotvární *Salmoniformes*, čeledi lososovití *Salmonidae* a rodu lipan *Thymallus*. Původně byl řazen do vlastní čeledi *Thymallidae*. V Evropě se jedná o jediný původní druh rodu *Thymallus*. Do rodu *Thymallus* je tedy řazen *T. thymallus* lipan podhorní s výskytem v Evropě, Kanadě, Sibiři, Aljašce. *T. brevirostris* lipan krátkokorpý, který se nachází v severozápadním Mongolsku. *T. baicalensis* lipan bajkalský, žijící v jezeru Bajkal na území Ruska. *T. grubei* lipan amurský vyskytující se v řece Amur protékající státy Čína a Rusko, *T. nigrescens* lipan kosogolský pobývající v jezeře Chövsgöl núr na severu Mongolska. (Pivnička & Hensel, 1978). Další druh je označován jako *T. arcticus* lipan severní (Scott & Crossman, 1973). *T. arcticus* je rozšířen po celém arktickém a tichomořském povodí v Kanadě, na Aljašce a na Sibiři, stejně jako v povodí horní řeky Missouri v Montaně.

4.1 Rozšíření v Evropě

Lipan podhorní je rozšířen ve větší části Evropy. Východní část přirozeného výskytu tvoří hřeben Uralu. V severní části Evropy zahrnuje areál rozšíření celý Skandinávský poloostrov. Na britských ostrovech žije ve vodách Anglie a jižní části Skotska, avšak v Irsku chybí jeho rozšíření. Ve Francii se vyskytuje v oblasti řeky Loiry, Rhône a francouzské části povodí Rýna. V jihozápadní části Francie, Španělska a Portugalska lipan nežije. Dále pak chybí v povodí řek Dněpr, Don, Kubáň, na Krymu, Kavkazu a Malé Asii. Za nejj jižnější části výskytu lze považovat ojediněle přítoky Jaderského moře a na řece Soča v severní Itálii. V řadě evropských zemích je výskyt lipana podhorního mozaikovitého a lokálního charakteru (Lusk et al. 1987).



Obrázek 1: Rozšíření lipana v Evropě (Northcote 1995)

4.1.1 Rozšíření v České republice

Lipan podhorní patří k původním druhům ryb žijící na území dnešní České republiky. Již ve středověku patřil lipan mezi významné druhy a mezi nejstarší zmínky o něm je řazen záznam o objednávkě ryb na císařskou hostinu Rudolfa II. z roku 1588 (Baruš et al. 1995). Již v minulosti se jednalo o méně hojně vyskytující se rybu v našich tocích, ale původně se lipan v Čechách vyskytoval mnohem vzácněji než pstruh.

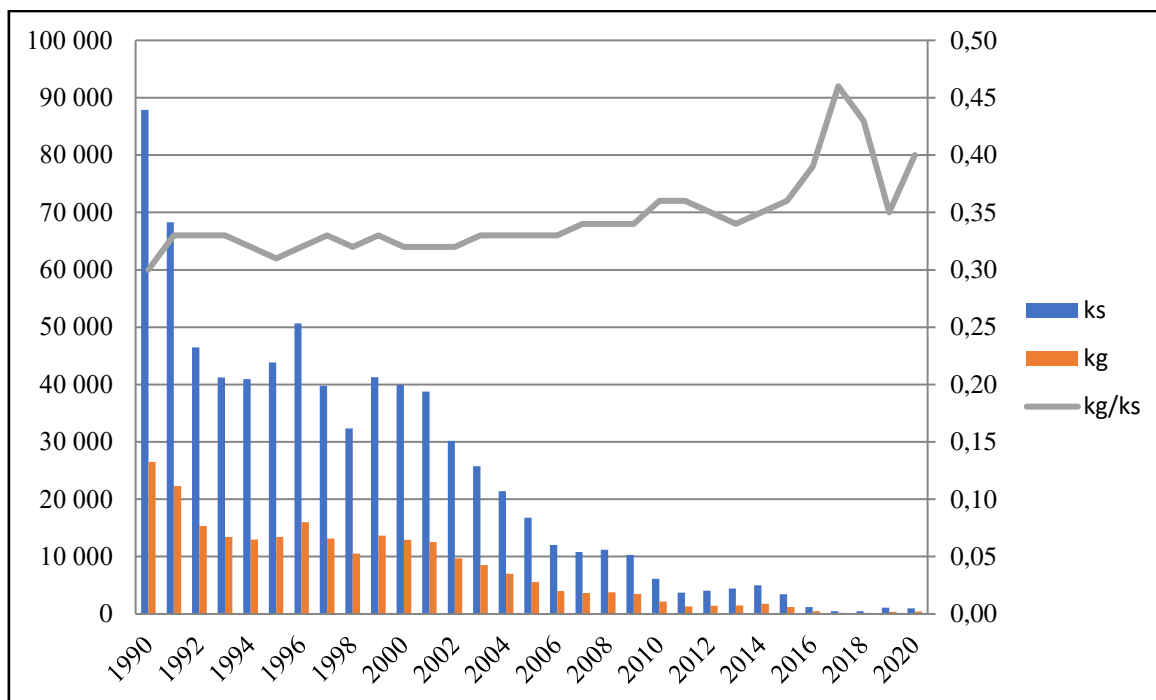
Na základě rybářské mapy z roku 1888 zpracované Antonínem Fričem lipan osidloval zhruba 265 km vodních toků. Mezi tyto toky řadíme horní Vltavu, povodí Tiché a Divoké Orlice, povodí Otavy, horní Ohře, horní Labe a Jizeru. V povodí Labe a Vltavy představoval původní výskyt lipana v délce toku 350 km, který se rozšířil na 410 km.

V současné době je rozšíření lipana podhorního více než dvojnásobné, a to především za přispění vlivu člověka. Zejména pak stavby vodních přehrad například v povodí řeky Dyje daly vzniknout příznivým podmínkám pro výskyt lipana. Stavba přehradních nádrží přispěly ke vzniku vhodných podmínek pro lipana takzvaných sekundárních lipanových pásem a lipan se tak v povodí Dyje stal jedním z nejvýznamnějších druhů ryb, který se zde lovil. V roce 1965 zde bylo uloveno pouze 400 jedinců o hmotnosti 136 kg, naproti tomu v roce 1984 počet ulovených lipanu dosahoval počtu 16 373 o hmotnosti 4105 kg (Lusk et al 1987). Další pozitivní antropogenní vlivy na rozšíření lipana byly pak umělé chovy a obhospodařování tekoucích vod v letech 1960-1970 (Baruš et al. 1995). V roce 1959 a 1961 k nám byly dovezeny oplozené jikry a juvenilní jedinci lipana bajkalského *T. baicalensis* z tehdejšího Sovětského svazu a byli vysazeni do některých nádrží. Tento pokus o introdukci nepůvodního druhu se však neudržel a postupně vymizel nebo splynul s naším domácím lipanem podhorním (Lusk et al. 1987).

Postupem času se lipan podhorní stal jedním z nejvýznamnějších druhů ryb a počet vylovených kusu narůstal. Rozšíření lipana podhorního následovalo i do nepůvodních potoků a stupeň ohroženosti klesal. V povodí Labe a Vltavy je lipan rozšířen v délce 890 km (Lusk et al. 1987) a jedná se více než dvojnásobek stavu uváděného v polovině dvacátého století. V povodí Vltavy se jedná o 420 km a mezi nejznámější stanoviště jsou řazeny horní části Vltavy, nad a pod údolní nádrží Lipno, Malše, Blanice, Otava a oblast Berounky nad Plzní.

Začátkem 21. století se úlovky lipana podhorního začaly prudce snižovat, ale naproti tomu se hmotnost jednotlivých ryb zvětšovala, jak je znázorněno na grafu č.1.

Graf 1: Úlovky lipana podhorního v mimopstruhových a pstruhových revírech v období 1990-2020. (upraveno podle rybářského svazu) <https://www.rybsvaz.cz/beta/index.php/reviry/statistiky-ulovku>



4.2 Potrava

Z hlediska potravy upřednostňuje lipan podhorní zejména organismy žijící na dně nebo v těsné blízkosti dna a tímto se řadí mezi bentofágní živočichy, kteří se živí především larválním stádiem hmyzu (Lusk & Skácel, 1978). Jedná se o jepice, chrostíky, pakomáry a v menší míře pak pošvatky, korýši, červy a měkkýše. Starší jedinci jsou schopni pozřít i drobnější ryby (Peterson 1968; Sjöberg & Henricson 1985). Pro mladé, nezkušené lipany je shánění potravy nebezpečné a je provázeno vysokou úmrtností, zejména v první fázi vývoje (Elliott et al. 1984). Potrava se mění v závislosti na ročním období a stanovišti. Frič (1859) uvádí, že z hlediska potravy a chování se lipan neliší výrazně od pstruha (Frič 1859).

Jako základní složka potravy byli potvrzeni chrostíci, pakomáři, červi, mlži, suchozemský hmyz, larvy a imága různého vodního hmyzu (Dyk 1938; 1952). Vodní živočichové tvoří velkou část potravy lipana a suchozemští živočichové tvoří přibližně 10% celkové potravy (Dyk 1938; 1952). V obsahu zkoumaného žaludku lipana podhorního v řece Svatce z roku 1978 tvořil z hlediska početnosti největší podíl jepice 43 %, chrostíci 35 %, kamomil 16 % (Baruš et al. 1995). U obsah žaludku Baruš et al.

(1995) zjistil značnou shodu mezi potravou u lipana podhorního a pstruha obecního *Salmo trutta*. Jelikož se lipan podhorní a pstruh obecný nezřídka vyskytují v tocích společně, je často diskutována otázka jejich vzájemné potravní konkurence. I když se složky potravy obou druhů do jisté míry překrývají, nelze vždy jednoznačně hovořit o potravní konkurenci. Společný výskyt pstruha a lipana je nutno považovat za optimální kombinaci skladby rybiho osídlení, která umožňuje lepší využití potravní nabídky a vede k vytvoření vyšší produkce (Lusk et al., 1987). Dostupnost vhodné kořisti je nezbytná, pokud má lipan v určité oblasti existovat. Pro bezobratlé je třeba mít k dispozici vhodné stanoviště. Mnoho bezobratlých je spojeno s hydrofyty. Magee (1992) uvedl, že početnost lipana/ha v lipaním pásmu souvisí s přítomností vodních rostlin. Bagrování, aktivní odstraňování a zvýšené používání herbicidů v určitých oblastech vedlo ke snížení počtu vodních rostlin. Dá se předpokládat, že v takových oblastech se mohl snížit i počet bezobratlých kořisti vhodné pro lipana.

4.3 Rozmnožování

Pohlavní dospělost lipana podhorního u nás se uvádí ve věku dvou až čtyř let. Samci dospívají o rok dříve oproti samicím. Konkrétně byla zjištěna pohlavní dospělost ve 2.roce (20 cm, 100 g) a u samic od 3. roku (25 cm, 200 g) (Dyk, 1979). Na území ČR je populace samců a samic vyrovnaná v poměru 1:1 a to i v jednotlivých věkových skupinách (Baruš et al. 1995).

Tření lipana podhorního u nás běžně probíhá v druhé polovině dubna a v první polovině května, výjimečně koncem března a v polovině května (Baruš et al. 1995). Doba tření je ovlivněna několika faktory, a to konkrétně teplotou vody, nadmořskou výškou a počasím (Baruš et al. 1995). Jak dále Baruš et al. (1995) uvádějí, v období tření lipan nedělá větší migrace a tření probíhá v místech domovského toku. Přítoky vody jsou pro lipana atraktivnější z důvodu teplejší vody. Tření lipana nastává při teplotě vody 7 °C, v nižších polohách 8-10°C. Teplotní maximum 13-15 °C dosahuje voda zejména v odpoledních hodinách. Maise et al. (1987) uvádí konstantě vyšší teplotu než 5 °C pro optimální tření lipana podhorního, na rozdíl od lipana arktického *Thymallus arcticus*, který se tře při teplotách mezi 2 °C–10 °C (Falk et al. 1982).

Z hlediska charakteristiky rozmnožování, respektive nároků na třecí substrát, se lipan řadí mezi druh litofilní, který jikry „zahrabává“ především do šterku (Balon 1975). Dno místa

trdlišťe pokrývá kromě šterku i písek, drobnější oblázky a ojediněle i jemnější substrát. Na místo trdlišťe připlouvají samci a samice společně. Vlastní trdlišťe zabírají nejdřív samci, které aktivně brání (Baruš et al. 1995).

Tření lipana lze rozdělit na tři fáze (Fabricius & Gustafson, 1955). V první fázi samci zaujmou vlastní třecí okrsky a útočí na případné vetřelce, ať už samce nebo samice jiného druhu. Ve druhé fázi na stanoviště připlouvá zralá samice ke tření a chování samce se mění. Začínají sblíživí procesy. Poslední fáze je fáze vlastního tření. Dochází dotýkání v ocasních částech, rozvířování dna, takže číst jiker je překryta šterkem nebo pískem.

Samice po kratší době opouští třecí místo a po načerpání sil proces vytírání opakuje se stejným nebo jiným samcem až do vytření většiny jiker, poté opouští prostor trdlišťe. Samci zůstávají na trdlišťi až do skončení tření celé populace, po ukončení se vracejí matečné ryby na svá původní stanoviště před třením. V ideálních podmínkách tření lipana proběhne v průběhu 2-5 dnů. Naproti tomu v nepříznivých podmínkách může zabrat 3-4 týdny (Fabricius & Gustafson, 1955).

Obecně se velikost jiker lipanů pohybuje mezi 2,5 a 3,5 mm (Northcote, 1995). Konkrétně čerstvé jikry mají v průměru 2–3 mm a po nabobtnání dosahují 3–3,5mm. Jikry mají jantarové zabarvení (Čihar, 1998) a bývají zahrabány do mnohem mělčí hloubky na rozdíl od pstruha a lososa (Crisp, 1996). Pohyblivost samčích spermií nepřesahuje 2 minuty při teplotě vody 8 °C (Volf 1940).

Na konci jednoho měsíce dosahují larvy délky 3 cm, která se po 2 měsících zdvojnásobí (Ingram et al. 2000). Do konce prvního roku mohou dosáhnout až 18 cm (Ingram et al. 2000). Vývoj zárodku lipana je primárně určován teplotou vody. Při teplotě 10 °C trvá inkubace zárodku v jikrách 402 hodin, při teplotě vody 13 °C pouze 240 hodin (Peňáz 1975). K líhnutí lipana dochází při optimální teplotě v rozmezí 7-11 °C a samotná doba líhnutí se zkracuje s rostoucí teplotou (Humpesch, 1985). Úmrtnost při vylíhnutí je okolo 10 % (d'Hulstere & Philippart, 1982) a záleží při tom na specifitě daného území a biotických i abiotických faktorech. Pro lipana podhorního a arktického platí, že první 4-5 dnů se jejich plůdek živí žloutkovým váčkem a je vyžadováno krytí embrya před proudy vody a zamezit tak vyplavení plůdku (Brown, 1938; Bishop, 1971). Potěr lipana se začne živit blízko povrchu vody dokonce před absorpcí celého žloutkového váčku (Kratt & Smith, 1977). K úplnému spořádání žloutkového váčku dochází cca za 12 dní (Scott 1985). Vylíhnutý plůdek dosahuje Smittovy délky (fork size) mezi 15 a 19 mm

(Sempeski & Gaudin, 1995) a jejich aktivita na rozdíl od ostatních lososovitých je spíše noční než denní (Brannan, 1987). Noční aktivita souvisí se snahou vyhnout se predátorům, kteří loví plůdky (Godin, 1982). Juvenilní jedinci lipana evropského se ve švédských tocích živili převážně larvami pakomárů *Chironomidae*, později pošvatky a nymfy jepic, zatímco v jezerech se živili perloočkami klanonožci a vířníky (Muller, 1961; Peterson, 1968). V Anglii na řece Frome (Scott, 1985), pozoroval, jak se živí ještě před spotřebováním žloutkového váčku na proudem unášených larvách pakomáru.

4.3.1 Umělý výtěr

Přestože první úspěšný výtěr lipana u nás je datován již v roce 1874 v líhni v Novém Světě v Podkrkonoší (Frič, 1875), další umělý chov nebyl desítky let rozvíjen. Po roce 1950 stoupala pozornost a snaha o umělé rozmnožování a odchov lipana pro zarybňování volných vod a z hlediska rybářského hospodaření je lipan řazen k významným rybám naší ichtyofauny (Lusk et al. 1987).



Obrázek 2: dospělí lipani z akvakulturního chovu připravení k umělé reprodukci. Foto: Ondřej Slavík

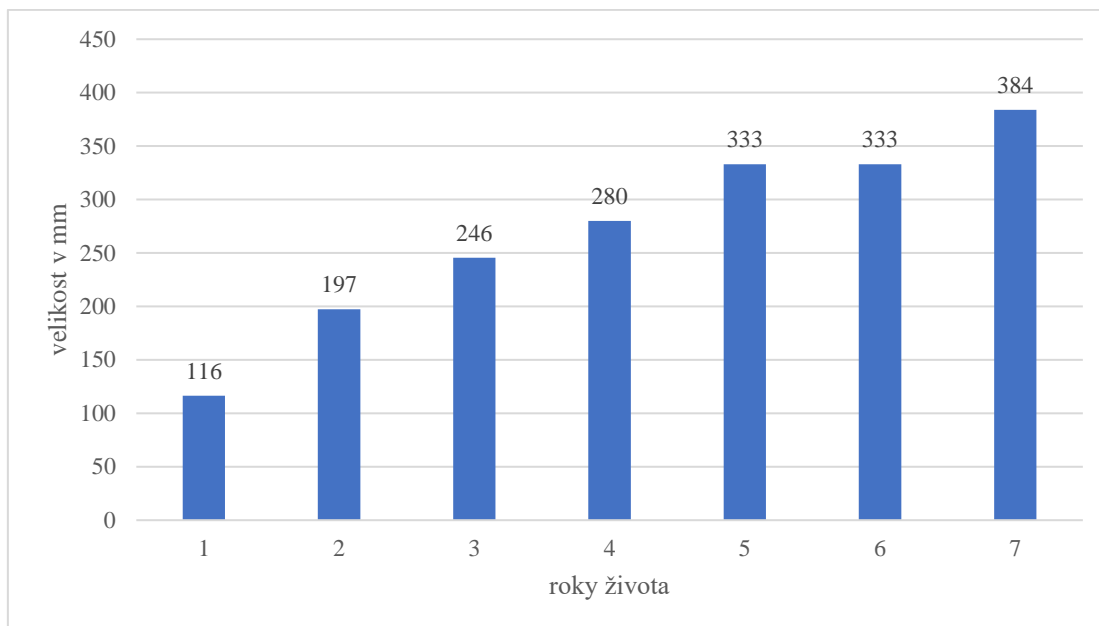
Carmie et al. (1987) provedl podrobnou studii umělého výtěru u lipana podhorního a nastínil přesný postup umělého výtěru a učinil řadu doporučení vhodné při

tomto procesu umělého výtěru lipana. Ryby by měly být vybírány z volně žijících populací v květnu. Reprodukční orgány mohou být poprvé použity u tříletých ryb. Omezení lidského kontaktu s rybou z důvodu minimalizování stresu u ryb. Kromě toho další studie od Maisse et al. (1987) prokázala, že nejvhodnější datum, kdy iniciovat umělý výtěr lipana je po prvním březnu.

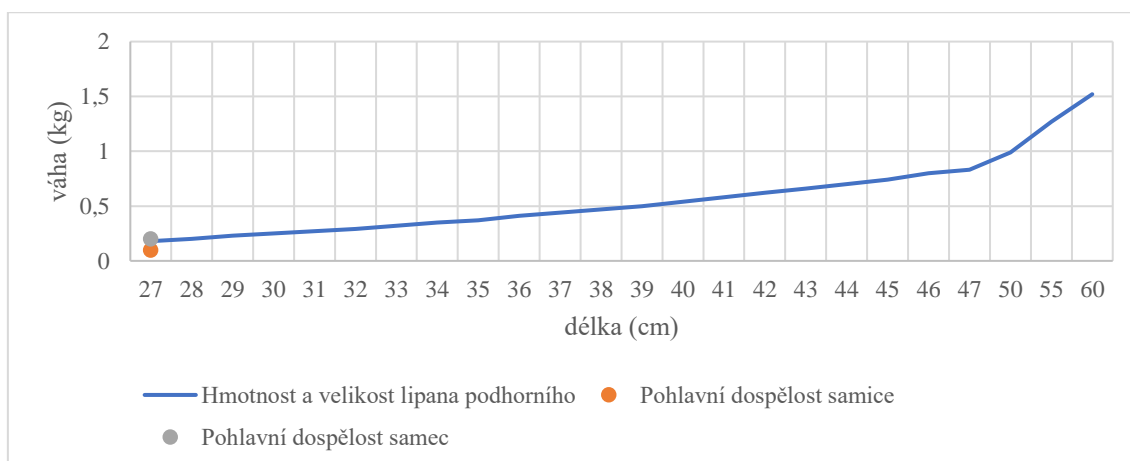
4.4 Růst

Většina populace se dožije 3-5 roků, a proto je lipan podhorní hodnocen jako krátkověký druh (Lusk & Skácel, 1978; Horká et al. 2010). Krátkověkost u tohoto druhu je zapříčiněna především v přirozeném rozmnožování, kdy dochází k vyčerpání, poškození adultních jedinců a následném uhynu. V období pár týdnů po tření bylo pozorováno velký počet uhynu matečných ryb na následky oslabení, zaplísnění a mechanickému poškození (Kupka, 1967). Při umělém výtěru lipana a následnému ošetřování antibiotiky, krvácení se lipan dožil až 8 let. V přirozeném prostředí se lipan dožívá vyššího věku výjimečně. Pokud má lipan po výtěrovém období chladnější vodu, která zabraňuje rozvoji plísni, může se dožít i 10let například v Norsku (Sømme, 1935). U nás mezi největší a nejstarší jedince řadíme lipana s hmotností 2,42kg a délkou 54 cm vylovenou v roce 1978 ve Vířské přehradě na Vysočině (Šimek, 1989).

Růst lipana je u samců rychlejší než u samic a je obecně rychlejší ve větších vodách. Rychlost lipanova růstu je nejrychlejší zejména v nádržích a větších tocích (Nieslanik, 1959). Ve francouzských řekách se růst mladých lipanu podhorní zrychluje s teplotou okolo 17 °C v létě, a pokud je teplota nad touto úrovní, růst se snižuje (Persat & Pattee 1981). Největší rychlost růstu v britských řekách dosahuje lipana na jaře až na podzim (Woolland, 1987). Vzhledem ke krátkověkosti lipana byla potřeba stanovit lovná míra tohoto druhu. Lovná délka byla zákonem stanovena na 300 mm délky ryby, postupem času byla lovná délka snížena na 270 mm z důvodu výzkumu bionomie, zejména věkových a růstových studií lipana (Sedlář, 1967).



Graf 2: Průměrná délka (mm) lipana podhorního v Českých tocích v daném věku. N=177 (upraveno podle Baruš et al. 1995)



Graf 3: Průměrná hmotnost (kg) a délka (cm) lipana podhorního (upraveno podle <https://rybarska.cz/lipan-podhorni-2/>)

4.5 Význam

Lipan podhorní je podobně jako pstruh obecný *Salmo trutta* významný jak z hlediska rekreačního i hospodářského rybolovu a pomocí umělého chovu lze zvýšit rozšíření a početnost, že se stává objektem rybolovu. Spolu se pstruhem obecným je lipan podhorní řazen mezi nejvýznamnější druh pstruhových a lipanových vod a je jednou z našich nejtypičtějších ryb. Lov lipana na mušku patří k vrcholné technice rekreačního rybolovu.

Lipán v minulosti nebyl příliš hojnou rybou na území tehdejšího Československa. Za přispění vzniku takzvaných sekundárních lipánových pásem, které se tvořili pod přehradami se podařilo rozšířit lipána i do nepůvodních areálů výskytu. Nárůst počtu ulovených lipánů byl v období roku 1960 do roku 1983 enormní. V současnosti stavy a úlovky lipána opět klesají

Tabulka 1: Úlovky lipána podhorního ve volných vodách v období roku 1960 do roku 1983 (Lusk et al. 1987)

Rok	Čechy a Morava	
	ks	kg
1960	5 871	2 082
1965	8 395	3 377
1970	18 404	6 503
1971	28 225	9 409
1972	35 447	11 882
1973	33 103	10 904
1974	31 230	10 159
1975	62 942	19 035
1976	63 557	19 793
1977	56 480	17 126
1978	70 155	20 759
1979	82 244	25 558
1980	80 351	25 273
1981	80 909	24 089
1982	89 232	27 632
1983	80 825	24 294

Čerstvé maso lipána má spolu s typickou rybí chutí i vůni po tymiánu, na základě této vůně odvozujeme i latinský název *Thymallus*. Samotné maso je velmi hodnotné dietetické maso s obsahem tuku 1-2 % (Pokorný & Kouřil, 1999). Z celkové hmotnosti ryby je ke konzumu možné využít až 66,5 % ryby. Obsah svaloviny tvoří z 79 % voda a 21 % sušina. Maso dosahuje největších kvalit na podzim (Pokorný & Kouřil, 1999).

4.6 Chování

Podle starších údajů je lipan podhorní je společenský druh a žije ve větších či menších skupinkách (Baruš et al. 1995). V porovnání se pstruhem obecným nevyhledává ukryt a zdržuje se těsně u dna, kde sbírá larvy vodního hmyzu. S uchvácenou kořistí na hladině, sjíždí ke dnu, kde ji pozře (Šimek, 1959).

Menší ryby vytváří početnější skupiny, starší jedinci tvoří hejno v počtu 5-15 ryb. Samotářský život volí větší exempláře lipana horského, kteří si svoje území brání (Lusk & Skácel 1978). V některých místech u nás se lipan přizpůsobil životu ve stojatých vodách, kde se nachází podstatnou část roku. Kratší či delší migrace souvisí výhradně s třením, kde samci mají agresivnější projevy chování (Fabricius & Gustafson, 1955).

4.7 Popis

Jak uvádějí Baruš et al. (1995), lipan podhorní dosahuje délky 35-50 cm a hmotnosti do 1 kg, v našich vodách výjimečně až 60 cm a do 2,5kg. Tvar těla je torpédovitý, štíhlý a protáhlým připomínající síha. Hlava lipana je malá, úzký otvor ústní, čelisti, kost patrová i radličná jsou opatřeny malými, jemnými háčkovitými zoubky. Charakteristický znak pro lipana je jeho velká, pestře zbarvená hřbetní ploutev. Zbarvení hřbetní ploutve je pruhované, přičemž se střídají hnědé, černé a fialové barvy. Ploutev se liší velikostí a tvarem mezi samci a samicemi, značí sexuální dimorfismus u tohoto druhu. U samců je hřbetní ploutev s posledními protáhlými, měkkými paprsky, na rozdíl u samic, kde je zadní část hřbetní ploutve zakulacená. Za hřbetní ploutví se nachází tuková ploutvička, typická pro lososovité ryby. Ocasní ploutev je hluboce vykrojena, prsní a břišní ploutve náleží postavení jako u lososovitých ryb. Tuková ploutev je zbarvena do černo fialové barvy, ocasní ploutev do hnědo červené. Zbytek ploutví jsou žlutošedé. Šupiny jsou větší než šupiny lososu a sedí pevně v záhybech kůže po celém těle. Znaky lipanu se liší na základě lokalit populace. Mladí lipani bývají na bocích stříbřitě zelení až šedí, břicho je bílé a hřbet šedozelený. Dospělí jedinci jsou pestřejší, zelenavý až zlatí s černými skvrnkami na bocích a hřbetě. Zbarvení lipana je proměnlivé a liší se v závislosti jednotlivých řek. Fluorescence způsobuje duhový lesk u lipana a podílí se na ní hojný sliz, který povléká celé tělo, a to včetně ploutví. Duhový lesk je patrný ve vodě, ale hlavně na suchu. Pohlavně dospělý jedinci mají pak zbarvení nejintenzivnější (Baruš et al. 1995).



Obrázek 3: Lipan podhorní v popředí samec v pozadí samice. Foto: Ondřej Slavík

4.8 Stanoviště

Huet (1959) charakterizoval řeky podle fyzikálních, chemických a biologických kvalit jako vhodný stanoviště pro různé druhy ryb. Vymezeny byly pásma pro pstruhy, lipany, parmy a lipany. Podle výskytu lipana podhorního je nazváno takzvané lipanové pásmo, které je charakteristické proudnými úseky. Původně byl lipan řazen do pásma pstruhového.

Tabulka 2: Charakteristika rybích pásem (upraveno podle Hueta 1959)

Pásmo	Charakteristika
pstruhové	strmé, náhorní toky; voda chladná a dobře okysličená; říční koryto skály, nebo oblázky
lipanové	dále po proudu, řeka širší, voda chladná a dobře okysličená, mírný svah peřeje a oddělené tůně
parmové	dále po proudu, řeka širší, mírný sklon, koryto je písčité/bahnité, voda je teplejší a hůře okysličená
cejnové	po proudu, řeka nejširší, mírný sklon, koryto je jemné bahno voda je teplejší a hůře okysličená

Za místo svého pobytu si volí lipani podobné vody jako pstruzi, dávají však přednost spíše dolním tokům potoků nežli horním. U nás jsou stanoviště pro lipana středně velký vodní toky, především úseky s proudící vodou u mělkých prázích a s klidnější hlubší vodou v brodech. Dno pokryté kameny, štěrkem a písčité. Následkem stavění přehrad vznikly i takzvaná sekundární lipanová pásma, která se tvořily na řekách pod přehradami, kde se v závislosti na vypouštění chladné vody z přehrad měnily biologické podmínky úseku. Sekundární lipanová pásma pomohla rozšířit areál výskytu lipana podhorního. Charakteristické druhy ryb pro lipanová pásma jsou mimo lipana převážně ouklejka pruhovaná *Alburnoides bipunctatus*, mřenka mramorovaná *Barbatula barbatula*, jelec proudník *Leuciscus leuciscus*, mník jednovousý *Lota lota* a Střevle potoční *Phoxinus phoxinus*. Sekundární lipanová pásma představují zároveň nebezpečí pro lipana, kdy vodohospodářská manipulace na přehradě může zvýšit průtok vody a narušit tak přirozený výtěr lipana. Plůdek lipana je rychlejší prouděním přímo usmrčen anebo zanesen do nevhodného prostředí, kde se nedokáže adaptovat na biologické podmínky. Nedospělí lipani preferují rychlost toku <10 cm/s, zatímco dospělci preferují rychlosti 20-50 cm/s (Greenberg et al. 1996).

Na rozdíl od pstruha lipanovi vyhovují nekrytá otevřená místa a nevyžaduje úkryt. S rostoucí velikostí lipan hledá stanoviště s vyššími rychlostmi proudění a vyšším vodním sloupcem. Lipan je chladnomilná ryba s vysokým nárokem na obsah kyslíku ve vodě, ale snáší vyšší teploty vody v letním období a je odolnější vůči mírnému organickému znečištění na rozdíl od pstruha. Podle Dyka (1984) má lipan širší ekologickou valenci, než se předpokládalo, a přesto je významným bioindikátorem kvality vody v tekoucích řekách.



Obrázek 4: Typické stanoviště lipana podhorního. Foto: Ondřej Slavík

4.9 Nároky na prostředí

Teplota vody lipanového pásma dosahuje 20 °C. S úseky vhodnými pro život lipana se lze setkat v nadmořských výškách 400 až 600 m, kde se průměrná roční teplota pohybuje okolo 8 °C (Adámek et al. 1998). Horní hranice teploty vody se uvádí 25 °C s tím, že optimální hranice je 10-20°C. Lipan podhorní zvládá i mírně organicky znečištěné vody (Lusk et al. 1987). Další indikátory kvality vody jsou podobné jako u pstruha obecného (Čítek et al. 1997).

Optimální hodnota pH vody je pro lipana 6-8, letální hranice pH je pod 4,8 a nad 9,2. Obsah kyslíku ve vodě je ideální v rozmezí 8–10 mg. l⁻¹, při poklesu kyslíku pod hranici 3 mg. l⁻¹ dochází k dušení lipana. Manganometrické stanovení (CHSK) je do 10mg.l⁻¹. Biochemická spotřeba kyslíku (BSK) je do 5 mg. l⁻¹.

4.10 Predátoři

Vydry, ostatní ryby a suchozemští rybožraví ptáci, jako je volavka, ledňáček, kormorán a morčák velký jsou běžní predátoři lipana evropského (Northcote, 1995). Velcí rybí rybožraví predátoři například štiky a okouni jsou hlavní predátoři lipana a loví drobnější ryby v mělkých úsecích (Sempeski & Gaudin, 1995). Lipani migrující z jezera

do přítoků jsou náchylnější k predaci, protože dávají přednost pomalu tekoucím vodám, kde číhají dravé ryby (Henriksson & Muller, 1979).

4.11 Nemoci

Zranitelnost lipana vůči nemocem a parazitům se zvětšuje zejména v neoptimálních podmínkách, jako jsou nízký obsah kyslíku, vysoká teplota a znečištění vody, při kterých je lipan vystavován stresu (Ingram et al. 2000). Lipani jsou známí hostitelé mnoha druhů parazitů jako jsou např. tasemnice *Cestoda*, hlístice *Nematoda* a larválním stádiem motolice *Trematoda* cercarií (Northcote, 1995). V intenzivním chovu lipana je běžná infekční dermatitida (Carlstein, 1997). Whitfield (1999) studoval parazity lipana podhorního v řekách Itchen a Test v anglickém Hampshire a zjistil, že všechny zkoumané ryby měly alespoň jeden druh parazita. Všichni paraziti byli identifikováni jako cizopasní červy z řad hlístic, vrtejšů konkrétně *Crepidostomum farionis*, *Camallanus lacustris*, *Pomphorynchus laevis*. U starších ryb bylo obecně zjištěno, že mají vyšší výskyt infekce (Whitfield, 1999). Podle Jankoviče (1964) je lipan podhorní hostitelem řady druhů parazitů tasemnice a hlístice, stejně jako furunkulóza a takzvaná „spot-disease“. Černé skvrny na kůži lipana jsou způsobeny kožní reakcí hostitele na motolice (Northcote, 1957).

4.12 Konkurence s jinými druhy ryb

Přestože se lipan řadí mezi čeled' lososovité *Salmonidae* může být pohled rybářů na něj rozdílný a kontroverzní. Na Britských ostrovech je lipan vnímán jako takzvaná „coarse fish“, tedy běžné ryby, které nemají významnou biologickou hodnotu (Ingram et al. 2000). Někteří rybáři v minulosti považovali lipana za „havěť“ a s ohledem na to se ho snažili vymýtit (Ingram et al. 2000). Tento názor byl udržován díky tomu, že lipan konkuruje pstruhům a lososům v potravě a stanovišti. Ve skutečnosti, nedávné studie ukázaly, že v tocích dochází k dělení stanovišť a rozdělení zdrojů, kde lipan a pstruh koexistují a dochází k účinné sympatrii (Ingram et al. 1999). V mezidruhových vztazích se ukázalo, že sympatrie vyvolává konkurenci, kdy agrese vůči ostatním je zřejmá a segregace stanovišť je nezbytná (Greenberg et al. 1996). Vysoký stupeň segregace mikrohabitatů se vyskytuje mezi lipanem arktickým i evropským a pstruhem obecným.

4.12.1 Konkurence při rozmnožování

Ke tření pstruha obecného a lososa dochází na podzim, zatímco lipani se třou na jaře (Clark, 1992; Crisp, 1996; Gonczi, 1989; Scott, 1985). V poměru pohlaví u pstruha obecného není žádné patrné žádné rozdíly, ale u lipanů bývá více samic než samců (Haughen & Rygg, 1996). Samice pstruha obecného a lososa vyhrabávají a udržují území během tření, u lipana je to samec (Čihar, 1998). Jikry lipanů jsou zahrabány do mělčích hloubek než u lososů nebo pstruhů (Crisp, 1996). K vylíhnutí pstruha obecného a lososa dochází v noci (Gustafson-Marjanen & Dowse, 1983) a k vylíhnutí u lipana dochází přes den (Gaudin & Persat, 1985).

4.12.2 Konkurence při soutěži o stanoviště

Pstruh obecný preferuje mělčí vodu, dále od hlavní proudnice než lipan (Woolland, 1988). Pstruh obecný a losos se běžně vyskytují i v pelagických oblastech, zatímco lipan se v nich vyskytuje jen málo. Lipani využívají pelagické oblasti pouze v případech, kdy je konkurence o potravu vysoká. Většina pstruhů se vyskytuje v horní hranici bentické zóny a více jich bylo uloveno v mělčí vodě, než bylo uloveno lipanů (Haughen & Rygg 1996). Větší a starší lipani preferují stanoviště u dna více než pstruh obecný (Woolland, 1988) a pstruha lze také najít během dne v úkrytech na rozdíl od méně se skrývajících lipana (Greenberg et al. 1996). Degerman et al (1992) zjistili, že na úrovni mikrohabitatu došlo k segregaci mezi druhy pstruha a lipana. Lipan měl tendenci okupovat hlubší vodu (Degerman et al. 1992).

Tabulka 3: Hloubka vody (cm) upřednostňovaná různě velkými rybami (cm) pstruha obecného a lipan (upraveno podle Greenberg et al. 1996).

Velikost ryby (cm)	Pstruh obecný/cm	Lipan/cm
2-4	<45	105-180
9-18	30-60	45-90
20-50	60-135	75-165

Preference teploty v rámci čeledi lososovití je zaznamenána v tabulce č.4.

Lipán se vyskytuje zpravidla při nižších rychlostech proudu vody menších než 10 cm za sekundu ve srovnání se pstruhem obecným (Greenberg et al. 1996). Pstruh obecný byl zřídka nalezen blízko vedle sebe, více než v 80 % se jednalo o jednotlivce a vzdálenost mezi něma byla více než 0,5m od sebe navzájem. Přibližně 50 % lipanů však bylo od sebe vzdáleno méně než 0,5 m a v 92 % případech byly ve skupinách (Greenberg et al. 1996)

Tabulka 4: Optimální, spodní a horní kritické teploty pro lososa, pstruha a lipana (upraveno podle Crisp et al. 1996).

	Teplota °C		
	Losos	Pstruh	Lipán
Spodní hranice	0-6	0-4	0-4
Horní hranice	20-34	19-30	>18
Optimum	6-20	4-19	4-18

4.12.3 Konkurence při soutěži o potravu

Rozevření tlamy pstruha obecného je větší než u lipanů (Haughen & Rygg, 1996), což vede u lipanů k selekci menší potravy než u pstruha (Northcote, 1995; Scott, 1985). Pstruzi chytají více náletového hmyzu a lipani konzumují spíše pošvatky, měkkýše a korýše unášené proudem jako tzv. drift (Peterson, 1968; Woolland, 1987). Spotřeba suchozemské potravy se u pstruhů zvyšuje s věkem, loví ve středních vodách a loví více létavého hmyzu, na rozdíl od lipana, který se se zvyšujícím věkem drží spíš dnu a požívá méně vzdušných bezobratlých (Woolland, 1988). Některé druhy často vykazují podobné stravovací návyky v nepřítomnosti druhého. Přestože by absence jednoho druhu pravděpodobně prospěla druhému druhu, smíšené rybí populace umožňuje mnohem efektivnější využití všech dostupných zdrojů, což má v konečném důsledku za následek zvýšení produktivity druhu (Woolland, 1988).

4.12.4 Porovnání biologie lipana podhorního s lipanem arktickým

Northcote (1995) srovnal biologii obou druhů a řada biologických faktorů naznačuje, že lipán evropský může být lepší ve schopnosti vyrovnat se s environmentálními a jinými dopady lidské činnosti ve srovnání s lipanem arktickým. V

první řadě se zdá, že lipan evropský je plodnější, má větší velikost jiker, delší embryonální období a následně se líhne ve větší velikosti (Northcote, 1995). Přestože oba druhy mohou používat k reprodukci menší přítoky, lipan podhorní často úspěšně využívá hlavní tok. Období tření z hlediska podmínek a výběru mikrohabitatu jsou pro oba druhy podobné, ale samci lipana podhorního se mohou usadit na menším stanovišti oproti lipanu arktickému (Northcote, 1995). Habitat pro mladistvé lipany je opět pro oba druhy lipanů podobný, ale mláďata lipana podhorního mohou ve větší míře využívat hlavní toky řek. Regionální rozdíly v populaci ztěžují srovnání, ale obecně se lipan podhorní zdá být menší, ale má rychlejší růst. Migrace tvoří základní rysy v životní historii obou druhů. Populační diference je pravděpodobně u obou druhů vysoká, ale u lipana arktického byla zaznamenaná velikost a hustota populace enormně vyšší např. u Aljašské populace. Lipan podhorní má za sebou dlouhou evoluční historii vyrovnávání se s širokým spektrem rybích konkurentů a predátorů, zejména z řad kaprovitých a lososovitých, ale i ptáků a savců. Lipan arktický také sdílí některé nebo podobné konkurenty a predátory v jižních částech jeho severoamerického areálu výskytu, kde byl druh vyhuben (Michigan) nebo velmi výrazně omezen (Montana a blízké okolí), musí čelit konkurenci a predaci uměle vysazených ryb, jako je např. pstruh obecný. Neexistují přímé důkazy, které by prokázaly, že za vymíráním nebo rozsáhlým úbytkem populace v těchto oblastech stojí konkurenceschopnost s ostatními druhy, ale přinejmenším na tom má podíl. Lipan podhorní má oproti lipanu arktickému dlouhou dobu kontakt se pstruhem obecným a vyšší evoluční adaptaci s tímto druhem.

Dopady na životní prostředí vyplývající z různorodé činnosti člověka jsou poněkud odlišné u evropské a arktické populace lipanů. Populace lipana arktického na území Aljašky a Kanady byla např. ovlivněna výstavbou ropovodu a plynovodu. Praktiky těžby lesů měly negativní dopady na oba druhy lipanů, velkoplošná těžba dřeva je mnohem více používaná v Severní Americe než v Evropě. Znečištění z průmyslových a jiných zdrojů bylo bezpochyby závažnější u evropské než u arktické populace lipanů, stejně jako pravděpodobně výstavba stokových sítí a odklonů. Populace obou druhů klesly v některých oblastech, kde se loví a došlo k velkým změnám jejich stanovišť. Původní populace lipanů arktických však byly ve východních, severních a jihozápadních částech Severní Ameriky skoro vyhubeny, zatímco lipan podhorní byl rozšířen zejména ve Spojeném království a ve Finsku za pomoci introdukce. Zdá se, že alespoň ve Skandinávii, byl méně vážně postižen zatopením řek a jezer pro výrobu vodních

elektráren, možná proto, že byl schopen úspěšně se rozmnožovat ve velkých řekách pod přehradami, zejména v těch, kde dochází ke kolísání ve vodní hladině. Úspěšný ochrannářský a ekologický management je podobný pro lipana arktického a podhorního vychází z omezení lovu ryb, obnovy stanovišť v tocích, vybudování zařízení pro tření a odchov, zabránění znečištění vod a introdukce bezobratlé kořisti (Northcote, 1995).

5. Behaviorální ekologie lipana podhorního

5.1 Reprodukční chování

Chování lipana při tření nebylo podrobně popsáno u žádné populace, ale pravděpodobně je to podobné jako u lipana arktického v částech Kanady (Kratz and Smith, 1978, 1980), Aljašky (Armstrong, 1986) nebo v Montaně (Kaya, 1990). Chování při tření lipanů se od ostatních lososovitých liší tím, že samci zřizují a udržují území pro tření o velikosti 6-7 m² (Beauchamp, 1981). Samci vyžadují vizuální izolaci, kterou jim poskytují překážky převážně větší balvany a stabilní velké větve stromu a zabrání tak zbytečnému kontaktu a agresivitě s ostatními samci. Tedy pouze samci brání své vlastní území a ukazuje se u nich výrazná agrese vůči oběma pohlavím (Fabricius & Gustafson 1955). Samice lipana zůstávají v hlubokých tůních a pouze dočasně vplouvají do mělčin na území bráněném samci (Tack, 1971). Samice lipana, na rozdíl od mnoha jiných druhů z čeledi lososovitých, trdlišť netvoří a nechrání. Lipani projevují agresivitu po celý rok, ale toto chování se stává výraznější během období tření, kdy samci začínají bránit území. Samice jsou na samčích územích tolerovány pouze v okamžiku tření. Mimo toto období se schovávají pod převislou vegetací, břehy a za kameny (Fabricius & Gustafson, 1954).

Samotný akt tření je u lipana podhorního i arktického velmi podobný, nicméně existují drobnější rozdíly. Tření je zahájeno tzv. vibračním postavením samce, kterému tento pohyb umožňuje, aby demonstroval svou přítomnost a přilákal okolní samice (Beauchamp, 1990). Přesný odůvodnění výběru konkrétního samce samicí není jasný, nicméně se předpokládá, že kromě toho jsou důležité i čichové podněty (Beauchamp, 1990). Samec se vznáší ve vodě a ohýbá ocasní část těla nahoru, takže ocas je zvednut, zcela vztyčí hřbetní a pánevní ploutve až křečovitě a téměř zkrouceně a nadále provádí energické a velmi rychlé chvějící se pohyby těla. Když jsou samice téměř připraveny ke třecímu aktu, stávají se agresivními a útočí na jiné jedince bez rozdílu pohlaví. Jak samice

dozrává, stává se méně agresivní a k samci se přibližuje s prohnutými zády a hřbetní ploutví stlačenou dolů, kterou potlačuje agresivitu samce. Samec lipana se k ní blíží a třese se. Při tomto dvoření si nevztýčuje ploutve ani nekouše, zpočátku samice prchá, ale vrací se, aby dokončila akt. U samce se chvění zesílí na velmi rychlé vibrace, vztyčí svoje ploutve do jejich plného rozsahu, nakloní se na bok, takže záda samice jsou pokryta jeho velkou hřbetní ploutví a částí jeho zad. Kaudální hřbetní oblast je ohnutá přes ocas samice, který tlačí ke dnu. Těla obou ryb vytvoří tvar kříže, ryby poté začnou energické mávajících pohyby ocasní ploutví vodorovného směru a blízko u země. Samice se začne třást a podpírat se o pánve a velmi ostře a dorzoventrálně ohýbá ocasní část těla, takže anální ploutev je přitisknuta k zemi, zatímco ocas a přední část těla jsou zvednuté. K velmi intenzivním třesavým pohybům dochází na kaudálním konci těla samičky, kde je tuková ploutev zahrabána pod štěrskem. Jakmile toto dosáhne maxima, samice široce otevře tlamu na několik sekund, čímž dává stimul pro mužský orgasmus. Ostré švihnutí samce zatlačí genitální otvory hluboko tam, kde jsou vajíčka, mlíčí je vypuštěno, tento proces trvá zhruba 14 vteřin. Ihned poté samec zaútočí na samici, která zpravidla prchá (Van Wyhe 1962).

5.2 Preference prostředí

5.2.1 Reprodukce

Lipan je řazen do skupiny litofilů, kteří ukládají jikry do štěrku, které následně nehlídají (Balon, 1975). Lipan evropský se od lososa a pstruha liší tím, že trdlišť vyhrabává samec (Warner, 1955), který je i následně brání. Samci jsou promiskuitní, protože se třou s několika různými samicemi (Čihar, 1998; Fabricius & Gustafson, 1955). Promiskuita je oboustranně výhodná pro samce i samice, protože zvyšuje genetickou rozmanitost potomků (Beauchamp, 1990). Losos a pstruh si vybírají trdlišť především směrem k dolnímu konci tůň (Hobbs, 1937; Stuart, 1953) na rozdíl od lipana, který volí horní konec tůň (Fabricius & Gustafson, 1955). Studie průběhu ovulace lipanů ve Francii ukázala, že pokles teploty vody během období tření snižuje nebo inhibuje proces ovulace (Maisse et al. 1987). K optimálnímu tření lipana podhorního dochází při konstantní teplotě $>5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Maisse et al. 1987). Doba tření trvá mezi 2 a 24 dní (Kratt & Smith, 1977). Čím větší je četnost velkých kamenů nebo kmenů stromů v areálu, které pomáhají

lipanům ve vzájemné izolaci, tím více území ke tření může konkrétní oblast nabídnout (Fabricius & Gustafson, 1955).



Obrázek 5: Třecí stanoviště lipana. Foto: Ondřej Slavík

Nevhodné lokality s nedostatečnou možností izolace samců má za následky stísněnější podmínky s negativním dominovým efektem na úspěch tření. Samci se navíc stávají agresivnějšími a spotřebovávají zbytečně energii při konfrontaci se sousedními samci a samice si odhánějí navzájem (Beauchamp, 1990). Průměrná velikost trdliště lipana podhorního je $2,6 \text{ m}^2$ (Fabricius & Gustafson, 1955) a největší dosahují až $5,2 \text{ m}^2$ (Crisp, 1996). Místa tření bývají oválného tvaru s délkou podélné osy, která s největší pravděpodobností souvisí s velikostí jedince, který trdliště obhájí (Sempeski & Gaudin, 1995). Podle pozorování Fabricia & Gustafsona (1955) se všechny akty tření odehrály na šterkových plochách, která jsou snadno rozeznatelná, protože substrát je velmi čistý a na tmavém dně tvoří malé oválné světlé skvrny. Na reprodukčních plochách je vyžadována mírná rychlost proudění v rozmezí 20-90 cm/s (Gonczi, 1989; Sempeski & Gaudin, 1995). Bylo zjištěno, že střední rychlost proudu je v těchto tůních cca 13,7 cm/s (Sempeski & Gaudin, 1995). Stanoviště u lipana arktického byla zdokumentována s průměrnou rychlostí proudu mezi 0,34 a 1,46 m/s (Kreuger, 1981). Jikry lipana podhorního jsou uloženy pod 5 cm nebo ještě tenčí vrstvou jemného šterku, zatímco u lipana arktického pouze pod 2 až 3 cm šterku (Van Wyhe 1962; Gonczi, 1989).

Jikry lipanů jsou proto náchylné k vyplavení proudem vody, především velkými povodněmi (Clark 1992; Woolland, 1986 a). Předpokládá se, že mělce uložené jikry získávají výhodu většího příjmu tepla ze slunečního záření (Bardonnnet & Gaudin, 1990).

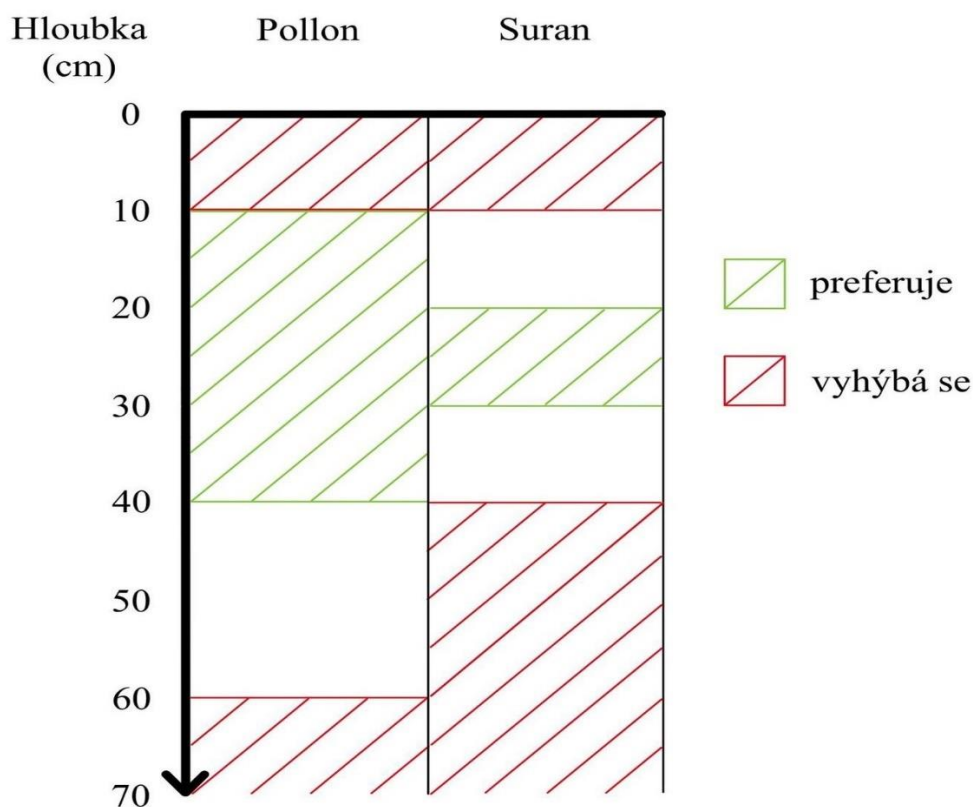
Tabulka 5: Procentuální složení spodního substrátu na trdlišti lipanů v řece Indalsalven, Švédsko (upraveno podle Gönczi 1989).

Substrát	Velikost (cm)	Zastoupení (%)
písek	-	5-15
štěrk	<2	40-70
malé kameny	2-10	20-30
velké kameny	>10	málo

Tabulka 6: Rychlost proudu vody (cm/s) v místech tření lipana podhorního v řekách Pollon a Suran, Francie (upraveno podle Sempeski & Gaudin 1995)

Rychlost proudu	Pollon (cm/s)	Suran (cm/s)
Střední proud	47,8	47,7
Spodní proud	37,2	33,7

Hloubka vody je také důležitým faktorem během tření s ohledem na skutečnost, že jikry jsou v substrátu zahrabány a ponechány vývoji. Vodní sloupec musí být dostatečně vysoký, aby se snížilo riziko vyschnutí a vystavení letálně vysokým teplotám (Beauchamp, 1990). Hloubka vody se výrazně liší rok od roku a konkrétního stanoviště (Sempeski & Gaudin, 1995).



Obrázek 6: Hloubka vody (cm) preferovaná k výběru trdliště lipanem podhorním v řekách Pollon a Suran, Francie (upraveno podle Sempeski & Gaudin 1995)

Darchambeau & Poncin (1997) zjistili, že k většině případů tření v Belgii dochází v hloubkách vody okolo 20-55 cm. Gonczi (1989) uvádí ve Švédsku preferenci středních hloubek lipanem na 36 cm. Lipan arktický na Aljašce se tře ve hloubce 30,50 cm (Tack, 1971). Při neobvyklých situacích je možné, že k tření může dojít v různých, ale nepozorovatelných podmínkách, například v zakalené vodě (Persat & Zakharia, 1993). Proces tření produkuje zvuky související s vířením drobných oblázků a šterku. Zvuky mohou být detekovány pomocí hydrofonu (Persat & Zakharia, 1993). Ve studii Persat & Zakharia (1993) byl hydrofon zavěšen na tyči ve vzdálenosti 2 m od břehu řeky. Nejvyšší zvuková aktivita lipana při tření byla zaznamenána odpoledne a nejmenší brzy ráno. Při tření ryb jsou mimořádně důležité vizuální, akustické a vibrační signály (Persat & Zakharia, 1993; Satou et al 1987; 1991). jako zajímavost lze uvést, že v řece Ourthe v Belgii, byl pozorován velký lipan při pokusu o tření s parmou obecnou (Poncin, 1994). Parma vykazovala nehybné chování jako submisivní samice lipana a vytvářela zvuky při víření šterku, které mohly přilákat samce lipana ke tření. Pokusy o tření homosexuálních párů byly také hlášeny (Fabricius & Gustafson, 1955).

Hermafroditní lipan, tedy jedinec s vyvinutými gonádami obou pohlaví, byl objeven v polské řece Nyse Klodzka (Blachuta et al, 1991). Jedinec měl oba dva druhy gonád menší, než je běžné u heterogenních jedinců. Shubin a Zakharov (1984) zdokumentovali přítomnost hybridů lipana v některých polárních, resp. subpolárních řekách Uralu, kteří se vyvinuli mezi lipany evropskými a arktickými v kontaktních zónách (Mayr, 1968). Hybridi byli identifikováni pomocí frakčního složení sérových proteinů ve většině případů a na základě viditelných znaků při pozorování (Shubin a Zacharov, 1984).

5.2.2 Přezimování

Tzv. sezónní a úkrytové migrace (Lucas & Baras 2001) ryby vykonávají pro snížení negativního vlivu prostředí. Lipani často vyskytují v prostředí, kde během zimy vodní sloupec promrzá. Podzimní migrace především s proudem vody jsou proto zřejmým mechanismem, který zabrání poškození a následnému úhynu jedince v důsledku zamrznutí v ledu. Na podzim proto všechny věkové skupiny lipanů opouštějí stanoviště a přítoky, které pravidelně zamrzají a migrují do toků převážně hlubších vod (Northcote 1995). K přezimování lipana dochází i v jezerech (Armstrong, 1986). Jako vhodná místa k přezimování uvádí Northcote (1995) postranní kanály velkých řek, stojaté vody, jezera, místa v okolí vyvěrání teplejších pramenů a teplejší přítoky. Někteří lipani začínají migraci s proudem vody již v polovině července a někteří až v prosinci (Armstrong, 1986). Rychlost proudu na místech, kde lipan přezimuje je obvykle nízká a dosahuje zpravidla rychlosti menší jak 0,15m/s (Kreuger, 1981). Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě se pohybuje mezi 0,6 a 4,8 mg/l (Bendock, 1980).

5.2.3 Ontogentický vývoj

Všechny vývojové životní fáze lipanů vyžadují specifické typy stanovišť. Např. Sempeski et al. (1998) identifikoval tři hlavní stanoviště, na kterých se zdržují lipani v odlišných fázích ontogeneze.

Tabulka 7: Charakteristika stanovišť lipana podhorního (upraveno podle Sempeski et al. 1998).

Hlavní proudnice	uprostřed proudu s nejrychlejší mírou zpomalení průtoku
Klidná zóna	okrajové oblasti s nejpomalejším průtokem
Přechodová zóna	mezi klidnou zónou a hlavním tokem se středním průtokem

Rozmístění jedinců v různém stupni ontogenetického vývoje souvisí především s aktuální rychlostí proudění. Se vzrůstající velikostí jedinců vzrůstá i jejich schopnost obsazovat větší plochu prostředí (Scott, 1985). Juvenilní jedinci obsazují oblasti, kde rychlost proudu vody odpovídá přibližně 50 % jejich schopnosti plavat (Scott, 1985). S vývojem lipana a rostoucí délkou těla se jejich schopnosti plavání zlepšují, což umožňuje obývat širší spektrum stanovišť. Mohou tedy minimalizovat energetický výdej a maximalizovat optimální kondici (Guma'a, 1978; Schmidt & O'Brien, 1982; Schmidt & Holbrook, 1984). Hydrodynamický potenciál každé ryby je velmi důležitý pro kolonizaci nových habitatu. Změna stanoviště s rostoucí velikostí lipana usnadňuje vyhýbání se kontaktu s predátory a hledání potravy (Clark & Levy, 1988), ale také zahrnuje zlepšení tvaru těla a optimalizaci hydrodynamického potenciálu ve vztahu k síle proudění toku (Sagnes et al., 1997).

Vylíhnuté larvy lipana jsou relativně slabými plavci a mají tendenci vyhýbat se stanovištím jako jsou strmé břehy nebo příliš hluboké hloubky řeky (Bardonnet et al., 1991). Musí se rychle naučit najít potravu, obzvláště pokud jejich žloutkový váček je téměř spotřebován ale dosud nejsou schopni naplnit svůj plynový měchýř (Bardonnet et al., 1993). Larvy se líhnou také v poměrně nechráněném a otevřeném prostředí. Vhodné prostředí pro larvy jsou takzvané klidné zóny, které poskytují životně důležité stanoviště v prvních týdnech po vylíhnutí, protože snižují náklady na vyloženou energii, a to konkrétně minimalizací plavání a při chytání unášených částic potravy v pomalejším proudění vody (Sempeski & Gaudin, 1995; Sempeski a kol., 1998). Tyto zóny také napomáhají vyhýbání se kontaktu s predátory a s největší pravděpodobností snižují potenciál setkání se s velkými rybami, jako je pstruh obecný nebo štika, které mají potíže s plaváním ve vodě o hloubce menší než 5 cm (Sempeski et al. 1998). Potěr ryb je nejméně citlivý na teplotu vody a je schopný tolerovat teplotu mezi 16,7 a 24,5 °C (LaPerriere a Carlson, 1973). Je navíc schopný tolerovat nízké nasycení kyslíkem mezi 1,4 mg/l při 8 °C až 1,8 mg/l při 20 °C (Feldmuth & Eriksen, 1978). Jedinci, kteří dosáhnou velikosti 20–28 mm se zpravidla přesune přibližně 1 m nebo více od břehu a do hloubky vody mezi

20 a 80 cm. Tyto zóny mají vyšší rychlost proudění vody a nachází se zde peřeje (Bardonnnet et al. 1991). Větší potěr se přesune do přechodné zóny, která umožňuje rybám pozorovat a chytat unášenou kořist jak v prostředí s nízkými rychlostmi proudění, tak v hlavní proudnici a zároveň poskytuje možnost okamžitého přemístění mimo silný proud pro omezení spotřeby energie (Bardonnnet et al. 1991). S postupným růstem se juvenilní jedinci dokáží aktivně pohybovat mezi klidovým prostředím tůní a hlavní proudnicí. Během noci byly v klidných zónách pozorovány všechny velikostní třídy a ryby o délce 20-50 mm byly pravidelně rozmístěny od břehu k hranici hlavního kanálu (Bardonnnet & Gaudin, 1991).

5.3 Migrace

Lipán je v rámci migrace řazen jako typicky potamodromní migrační druh a migrující mezi oblastmi přezimování, tření a letního krmení. Lipán vykazuje řadu migračního chování ve spojení s ontogenezí a fází růstu (Northcote 1995).

Migrace lipanů arktických dosahuje vzdálenosti od několika kilometrů do více než 100 km v nejsevernějších zeměpisných šířkách (Northcote 1995), často v závislosti dostupnosti a schopnosti nalézt, jak blízké nebo vzdálené přezimující stanoviště s ohledem na klimatické podmínky. Přestože v podobných podnebných podmínkách zejména v Rusku byla zaznamenána migrační vzdálenost lipana podhorního přes několik desítek kilometru (Zakharchenko 1973), je většina migrací lipana podhorního na rozdíl od lipana arktického zdánlivě mnohem omezenější.

Klimatické podmínky jsou důležitý faktor i pro ostatní lososovité druhy, které uskutečňují potamodromní nebo diadromní migrace. (Northcote 1997).

5.3.1 Reprodukční migrace

Tzv. věrnost stanovišti je schopnost jedince vrátit se do své rodné řeky a je jednou z metod zajištění reprodukčního úspěchu lipanů (Pavlov et al. 1998) Směr migrace na místo tření je proti proudu a nepřesahuje zpravidla délku 1 km (Baruš et al. 1995). Migrace pravděpodobně souvisí s teplotou vody a měsíční fází (Witkowski & Kowaleski, 1988). K nejintenzivnější migrační reakci dochází s vysokými teplotami a úplňkem. Witkowski & Kowaleski (1988) provedli průzkumy o opětovném odchytu lipana

podhorního a zjistili, že pouze 18,7 % se vrátilo do svého domovského potoku. Pavlov et al. (1998), nicméně zjistili, že úspěšnost návratu se měnila s rostoucím věkem lipana.

Tabulka 8: Procentuální úspěšnost návratnosti v závislosti na stáří lipana (upraveno podle Pavlov et al. 1998)

Stáří ryby	Pravděpodobnost návratu
0+	2,50 %
2+	92,30 %
2-4	57,70 %

Gustafson (1949) pozoroval reprodukční migraci lipana evropského z jezera Storsjö do malého potoka, ve Švédsku a zjistil, že migrační vzdálenost nebyla delší než 3 km. Parkinson a kol. (1999), který pomocí radiových vysílaček sledoval lipana podhorního v řece Aisne v jižní Belgii také zjistil, že ani samci, ani samičky nemigrovali více než 5 km proti proudu během jejich reprodukční migraci proti proudu. Každý samec lipana poté zabral jedno trdliště, kde vykazoval teritoriální obranu, přičemž samice jich mohly navštívit několik míst pro tření ve stejné sezóně. Environmentální faktory vyvolávající reprodukční migraci lipanů arktických a podhorních se liší mezi prostředím a klimatem. V severních zeměpisných šířkách je nejčastěji uváděno tání sněhu, popřípadě ledu (Witkowski & Kowalewski 1988) a v mírném pásmu jsou uváděny změny proudění a zvyšující se teploty (Parkinson et al. 1999)

5.3.2 Potravní migrace

Potravní migraci lipan provádí za účelem lepší dostupnosti a zisku potravy. Dospělí lipani migrují z místa tření na místa za potravou, kde se během letních měsíců živí. (Craig & Poulin, 1975). Předpokládá se však, že první rok lipan zůstává ve své rodné oblasti. Nedospělí jedinci v rozmezí 1-3 let mají tendenci obsazovat spíše dolní úseky řek, zatímco starší dospělci migrují až do pramenných oblastí (Armstrong, 1986). V řece Glomma v jižní části Norska byly zpozorováni lipani a pstruzi, kteří museli urazit vzdálenosti až 120 km za potravou (Linloekken, 1993)

5.3.3 Překážky

Migrace lipanů se je nezbytným mechanismem pro zajištění reprodukce příjmu potravy a změny stanoviště. Velké a malé překážky během migrace mohou bránit pohybu lipanů a zabránit tak jejich schopnosti kolonizovat konkrétní oblasti (Ingram et al. 2000) Pomočí překážek různého typu dochází k izolaci úseků řek a je zabráněno lipanovi v migraci. Jako hlavní jsou rozlišovány překážky přírodního charakteru a vzniklé vlivem antropologické činnosti. Překážky vybudované člověkem jsou z pravidla trvalého rázu a patří k nim vysoké jezy, přehradní nádrže, vodní a jaderné elektrárny, ale také i úseky řek, kde dochází k většímu čerpání vody nebo naopak, vypouštění vody s odpadními látkami, znečištěnou a nepůvodní teplotou. Průchod ryb během migrace kolem nebo přes překážky usnadňuje zejména výstavba rybích přechodů a obtokových kanálů.



Obrázek 7: Rybí přechod. Foto: Vlasta Gajdošíková

6. Konflikty

6.1 Změna prostředí

6.1.1 Přehrady a elektrárny

Na většině velkých řek dochází k fragmentaci řeky stavbou přehrad, jezu a elektráren což má za následek drastické snížení a vyhynutí četných druhů

ryb. Na jezu Dorchester na řece Frome v Dorsetu v Anglii se nachází populace lipana bezprostředně pod jezem, ale žádná populace se nenachází nad jezem (Ingram et al. 2000). Navzdory velkému úsilí, které bylo vynaloženo na zmírnění nepříznivých účinků přehrad, jako jsou výstavby rybích přechodů, bylo zjištěno, že počet ryb z čeledi lososovitých klesá (Linloekken, 1993). Některé ryby musí migrovat mnohem větší vzdálenosti za účelem hledání potravy než původně. Přehrada Genissiat na řece Rhone ve Francii byla první velkou přehradou, která byla vytvořena v oblasti areálu výskytu lipana a stala se z ní jednoznačná překážka během migrace lipanů směrem nahoru a dolu vzhledem k velikosti nádrže (Persat, 1996). Ryby stoupající po hlavním proudu řeky se během migrace vyhýbají vedlejším přítokům řeky v případě, že výtlak vody je menší než $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Linloekken, 1993) a výtlak vody z přehrady tak pro ryby může být matoucí. Při stavbě rybích přechodů je proto zvažováno hned několik parametrů jako jsou výška hladiny, rychlost proudění, sklon. Přehrady mohou mít nepříznivý vliv i na stanoviště pod přehradou. Dno toku se může stát velmi nestabilním, protože voda již nenesou štěrku z horního toku a dochází k nedostatku jemného štěrku (Klingeman et al. 1994) a následkem toho nakonec pod přehradou vznikne velmi hrubé štěrkové lože s nepříznivými účinky na reprodukci. Naopak příznivý vliv přehrady byl pozorován na řece Svratka v České republice, kdy přehrada zapříčinila změnu toku a teplotu vody, což změnilo v dané lokalitě původní dominanci druhů z čeledi kaprovitých na lososovité, zastoupených lipanem a pstruhem (Lusk, 1978). Stavbou elektrárny se snižují průtoky vody z $200 \text{ m}^3/\text{s}$ na $12 \text{ m}^3/\text{s}$ (Persat, 1996), což zvyšuje riziko uvíznutí potěru lipana při nízké hladině vody. Populace lipanů, žijící v prostředí změněném vlivem přehrad a elektráren jsou více zranitelné vůči invazím rybožravých predátorů včetně štik a také náchylnější k napadení parazity (Lindsey, 1957).

6.1.2 Potrubí

Velká část výzkumu dopadů výstavby ropovodního a plynového potrubí byla provedena na lipanovi arktickém v Britské Kolumbii, Yukonu, severozápadních teritoriích a na Aljašce (Tripp & McCart, 1974). Bylo prokázáno, že lipan arktický je vůči ropnému znečištění odolnější víc než losos čavyča *Oncorhynchus tshawytscha*, losos kisuč *Oncorhynchus kisutch* nebo losos nerka *Oncorhynchus nerka*. Naopak jako méně

tolerantnější se lipan arktický ukázal oproti sivenu severnímu *Salvelinus alpinus*, koljušce tříostné *Gasterosteus aculeatus*.

6.1.3 Lesnictví

Pouze v Americe a Švédsku byl pozorován vliv plavení dřeva na populace lipanů. Bylo zjištěno, že při provádění plavby těžného dřeva v období během tření nebo v období vývoje larev dochází k úbytku lipanů (Northcote, 1995).

6.1.4 Regulace vody

Mnoho lipanů žije v regulovaných řekách, kde dochází ke snížení objemu průtoku. Při odběru vody se úroveň hladiny snižuje a dostupné stanoviště pro lipana je podstatně omezeno (Magee, 1993). I samotný proces odvádění vody z koryta může být pro lipany rizikový, především když jsou vtaženi do pumpa nebo do odvodného kanálu a usmrceni (Magee, 1993). Namontováním speciálně navrženého filtru nebo stínícího mechanismu k odklonění ryb pryč od tahu čerpadel abstrakce je řešení, jak tomuto problému zabránit. Odběr vody pro jaderné reaktory může také ovlivnit tok po proudu tím, že způsobí nepravidelnost toku vody. Kolísající hladiny mohou zvýšit riziko uvíznutí mladého plůdku a napřímení říčního koryta může mít za následek silnou erozi dna toku, opět omezující stanoviště lipanů i bezobratlých. Čím stabilnější prostředí je, tím méně škodlivý je účinek u povodní tím, že brání vypláchnutí jiker nakladených ve šterku. Naopak regulované toky mohou stabilizovat vodní hladinu, následně i průtok a mají prvořadý význam při určování vhodného stanoviště lipanů. Během letních měsíců zvedání hladin v jezerech má za následek zvětšování ploch mělčin, které poskytují lipanovi zdroj obživy a zároveň jsou vhodným stanoviště pro potěr lipana (Woolland, 1986).

6.1.5 Znečištění vody

Využití půdy a s ním spojené alochtonní vstupy do řek a potoků jsou při určování fyzikálně-chemických parametrů biota rozhodující. Chemické složení vody a její kvalita jsou prvořadý indikátor pro biologickou rozmanitost ve vodních ekosystémech. Většina druhů ryb má velmi přesné požadavky na chemismus vody a jejich nesplnění vede k poklesu nebo dokonce úplnému úhynu druhu. Tyto problémy se v posledních letech staly velmi častými s přibývajícím rozvojem industrializace, zemědělstvím a změny ve využívání půdy. Zhoršení kvality vody je jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících jakoukoli rybu populaci.

6.1.6 Vysazování lipanů z umělých chovů

Přestože lipani nejsou řazeni mezi celosvětově ohrožené ryby, rychle ubývají a byli na pokraji vyhynutí v jejich původním prostředí v některých evropských zemích. Mezi důvody patří zhoršování kvality vody, eutrofizace, kyselá dešť, nadměrné využívání rekreačního rybolovu a ztráta nebo zničení habitatu (citace). Za předpokladu, že stanoviště jsou vhodné pro přežití populace lipanů, vysazování lze použít jako nástroj řízení ke zvýšení populace lipanů tam, kde se nacházejí v menším počtu nebo chybí úplně (Armstrong, 1986). Je třeba vzít v úvahu řadu faktorů, aby proběhlo úspěšné zarybnění potoka nebo řeky. Dostupnost mikro habitatu, mezidruhové interakce, vnitrodruhové interakce, věk vysazené ryby, celkový zdravotní stav vysazené ryby a schopnost kompetice z hlediska potravy a území. V pokusu o umělé vysazení byl lipan nalezen u 18 % štik v žaludku po vysazení do dané oblasti (Carlstein & Eriksson, 1996). Podobný případ se pozoroval u vysazení lipana arktického (Armstrong, 1986), kde přežil jen malý počet plůdků lipana v přítomnosti štik. Henriksson & Muller (1979) uvádějí, že lipani původně žijících v jezerech a následně vysazení do řek mohou být víc náchylní k predaci, jelikož preferují pomaleji se pohybující vody, které jsou domovem rybožravým rybám, jako jsou štiky a okouni. Vysazování do jezer byla úspěšnější než do řek, zvláště pokud byl počet dravých ryby v jezeře minimální (Armstrong 1986). Zdá se, že vysazeným lipanům trvá déle, než se nově aklimatizují než pstruhům obecným. Lipan se pohyboval po proudu po 14 dnech od vysazení, na rozdíl pstruha obecného, kterému k aklimatizaci stačili pouhé 2 dny (Cresswell & Williams, 1983). Při snaze o vysazení lipana do řeky se ukázalo, že vede ke značné ztrátě ryb blízko místa, kde byly prvotně vysazené, bez ohledu

na jejich původ (Carlstein & Eriksson, 1996). Velikost vysazených jedinců může ovlivnit úspěch přežití lipana a paralelní nález byl zdokumentován u lipana arktického v řece Tanana, přičemž bylo zjištěno, že vysazení bylo úspěšné pouze tehdy, když byl plůdek odchován po dobu tří měsíců před vysazením (Armstrong, 1986).

Vysazování může zanést onemocnění do původních divokých populací. Např. infekční dermatitida je běžná v intenzivním chovu lipanů (Carlstein, 1997). Muzzall (1990) studoval parazity infikující populaci lipanů arktických chovaných v jezerech a potokách v Michiganu. Zjistil, že zhruba 66 % vysazených ryb mělo parazity. Muzzall (1990) dospěl k závěru, že parazitární infekce souvisejí s přenosem rezidentních parazitů u původních a dalších vysazených ryb z čeledi lososovitých a kaprovitých.

Přestože se vysazování jeví jako rychlý a jednoduchý způsob obnovy populací lipanů v přírodě vodách, jsou s tím nepochybně spojena rizika. Vysazené druhy jsou z jednoho chovu, a proto budou zranitelnější oproti původním a divokým populacím, kteří se etablovali v určité oblasti po určitou dobu prostřednictvím křížení velmi odlišných jedinců a do jejich genotypu byly začleněny specifické mechanismy přežití. Jakmile se vysazení členové začnou množit s původním druhem, genetická rozmanitost se ztratí, dojde k produkci slabších ryb a celkovému snížení genetické zdatnosti jedinců v populaci. Pleyer (1982) uvádí, že vysazováním druhů má za následek a snížení z 28 % na 5 % většiny původních druhů v horizontu deseti let. Hoffmann a kol. (1995) zjistili, že intenzivní vysazování úhořů způsobilo výrazné snížení drska menšího *Zingel streber* a lipana podhorního v horním Dunaji. Chování nově vysazených a původně žijících populací se liší a může významně zasahovat do introdukce (Kaya, 1989, 1990, 1991).

Manipulace, přeprava a chov ryb před vysazením může ovlivnit úspěšnost vysazení. Nesprávné zacházení by mohlo mít za následek vysoký stupeň dezorientace, delší aklimatizaci a zvýšenou náchylnost k predaci a nemocem u vysazených ryb. Podle Thorfve & Carlstein, (1998) se u vysazeného ročního mláděta lipana projeví známky vysoké míry rozptýlu po proudu, která mohla být způsobena vysokou úrovní napětí ryby během předchozí manipulace a péče. Ukázalo se, že zvýšená doba aklimatizace před uvolněním snižuje stres a rozptýlení po proudu u vysazení lipana arktického (Kaya & Jeanes, 1995).

6.2 Rybolov

Tlak rekreačních rybářů má vliv na populace lipanů. Komerční rybolov by měl být z hlediska intenzity rybolovu, výnosu a úlovku pečlivě sledován (Cowx, 1991). Mezi rybolovem lipanů a pstruhů byla v úlovcích objevena negativní korelace, zdá se, že lipana je snazší chytit než pstruha obecného (Linloekken, 1995).

V české republice lovecká sezona začíná v září a končí v listopadu. Vhodná doba lovu se pohybuje v rozmezí od 10 hodiny do 15 hodin. Doba hájení je od 1. prosince do 15. června a lovná míra je stanovena na 30 cm. V současné době u nás dochází ke snižování počtu ulovených lipanů, jak dokazuje statistika rybářského svazu.

6.3 Kompetice a predace

Ve vodách, kde dochází ke snížení hladiny kyslíku, se může lipanu podhornímu dařit více zatímco pstruh obecný se dostává do stresu (Maitland a Campbell, 1992), což dává lipanovi konkurenční výhodu. Woolland, (1988) zjistil, že s rostoucím věkem u pstruha se procento přijímané povrchové potravy zvyšuje, zatímco u lipana snižuje. Větší ústní mezera u pstruhů jim umožňuje pojmout větší larvy chrostíků než lipanovi, přestože se oba živili v ranném věku stejným druhem larev. Mezi těmito dvěma druhy také došlo k prostorové segregaci v tocích, lipan je blíže ke dnu a pstruh více uprostřed nebo podél okrajů řek v blízkosti břehů. Woolland (1988) tvrdí, že kompetici mezi oběma druhy ryb by bylo těžké prokázat, i když pstruzi by se pravděpodobně vyvíjeli lépe bez lipana, celková populace je větší, když žijí pohromadě. Lusk (1978) nezjistili žádný rozdíl v početnosti lipanů v říční síti ČR v se pstruhem obecným a bez něj. V malých alpských tocích dominují pstruzi často chladnějším a svižnějším hornímu toku a lipan zabírá spíše střední až nižší toky.

Mezi řadou rybích dravců, Jankovič (1964) zařazuje mezi predátory štika obecnou a mníka jednovouseho, kteří loví roční lipany podhorní a také poznamenává, že vydra se živí staršími lipany. Lipan byl v menší míře kořistí štik v řece Frome v Anglii, jelikož zde je pro štiky hlavní kořistí jelec proudník (Mann, 1982).

7. Závěr

Lipan podhorský je významnou součástí českých vodních toků. Přesto však jeho počty klesají a je potřeba hledat nejen příčiny, ale i možná řešení tohoto neuspokojivého stavu. Musí se brát ohledy vůči jejich citlivostí na vnější podmínky, mechanickou manipulaci i skutečnost, že mláďata se nacházejí na nízkém stupni potravního řetězce. Je nutné počítat s určitou mírou mortality. Naproti tomu lipan podhorský poměrně rychle pohlavně dospívá a díky tomu je možné zajistit kvalitní genofond a dostatečné počty nově vysazovaných ryb.

Jako řešení se nabízí umělé vysazování a odchov, který je v současné době poměrně populární, ovšem má i své nevýhody. Přestože se uměle odchovaní lipani dožívají vyššího věku a díky antibiotikům jsou odolnější vůči nemocem a parazitům, jejich populace nedokáže plnohodnotně nahrazovat kusy, které je potřeba navýšit. K tomu se váže i problematika umělého vysazování dalších druhů ryb, s nimiž je lipan v konkurenci nebo predaci. Přestože nestojí za jeho rozsáhlým vymíráním, uměle vysazené druhy jako pstruh obecný mají určitý podíl viny na úbytku jeho počtů.

Rozmnožování v přirozeném prostředí podpoří správné podmínky pro migraci ryb, jednou z možností jsou rybí přechody, zejména podpora jejich výstavby. I přesto však nemusí být dostačující, protože ryby nejsou schopny akceptovat rychlost průtoku v přehradách, které jejich migraci brání. Z učiněných opatření lze zmínit stanovení minimální lovné míry 30 cm a také vymezení lovné sezóny.

8. Seznam literatury

Bardonnet A, Gaudin P, Thorpe JE. 1993. Diel rhythm of emergence and of first displacement downstream in trout (*Salmo trutta*), Atlantic salmon (*S. salar*) and grayling (*Thymallus thymallus*). *Journal of Fish Biology* **43**: 755-762

Bardonnet A, Gaudin P. 1990. Diel pattern of first downstream post-emergence displacement in grayling, *Thymallus thymallus* (L., 1758). *Journal of Fish Biology* **37**: 623-627

Bardonnet A, Gaudin P. 1991. Influence of daily variations of light and temperature on the emergence rhythm of grayling fry (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 1177-1180

Bardonnet A, Gaudin P, Persat H. 1991. Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Freshwater Biology* **26**: 365–376

Baruš V, Oliva O. 1995. Mihulovci – Petromyzontes a ryby – Osteichthyes. Academia, Praha.

Beauchamp DA. 1990. Movements, habitat use, and spawning strategies of Arctic grayling in a subalpine lake tributary. *Northwest Science* **64**.

Bishop FG. 1971. Observations On Spawning Habits And Fecundity Of The Arctic Grayling. *Progressive Fish-Culturist* **33**: 12-19

Blachuta J, Witkowski A, Kokurewicz B. 1991. An hermaphrodite grayling, *Thymallus thymallus* (L.), from the Nysa Klodzka river (Lower Silesia, Poland). *Journal of Fish Biology* **38**: 955-957

Brännäs E. 1987. Influence of photoperiod and temperature on hatching and emergence of Baltic salmon (*Salmo salar* L.). *Canadian Journal of Zoology* **65**: 1503-1508

Brown CJD. 1938. Observations on the Life-History and Breeding Habits of the Montana Grayling. *Copeia* **1938**: 132-136

Brown CJD, Buck C. 1939. When Do Trout and Grayling Fry Begin to Take Food? *The Journal of Wildlife Management* **3**:134-140

Carlstein M, Eriksson LO. 1996. Post-stocking dispersal of European grayling, *Thymallus thymallus* (L.), in a semi-natural experimental stream. *Fisheries Management and Ecology* **3**: 144-155

Carlstein M. 1997. Effects of rearing technique and fish size on poststocking feeding, growth and survival of European grayling, *Thymallus thymallus* (L.). *Fisheries Management and Ecology* **4**: 391-404

Clark CW, Levy DA. 1988. Diel vertical migrations by juvenile sockeye salmon and the antipredation window. *American Naturalist* **131**: 271-290

Clark RA. 1992. Influence of Stream Flows and Stock Size on Recruitment of Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) in the Chena River, Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 1027-1034

Lester N, Shuter B, Cowx IG. 1993. Catch Effort Sampling Strategies: Their Application in Freshwater Fisheries Management. *Transactions of the American Fisheries Society* **122**: 404-413

Craig PC, Poulin VA. 1975. Movements and Growth of Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) and Juvenile Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) in a Small Arctic Stream, Alaska. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**: 5

Cresswell RC, Williams R. 1983. Post – stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters—effect of prior acclimation to flow. *Journal of Fish Biology* **23**: 256-276

Crisp DT. 1996. Environmental requirements of common riverine European *salmonid* fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. 323, 201-221

Čihař J, Malý J. 1978. Sladkovodní ryby. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.

Čítek J, Svobodová Z, Tesarčík J. 1997. Nemoci sladkovodních a akvarijních ryb. 2., aktualiz. vyd. Informatorium, Praha.

D'Hulstere, D. & Philippart, J.C. (1982). Observations sur le comportement d'eclosion et de post-eclosion chez l'ombre commun, *Thymallus thymallus* (L.). Observations on the hatching and post-hatching behaviour of the European grayling, *Thymallus thymallus* (L.). Cah. Ehol. Appl. 2 (1), 63-80.

Drenner RW, McComas SR. 1980. The roles of zooplankton escape ability and fish size selectivity in the selective feeding and impact of planktivorous fish. Page Evolution and ecology of zooplankton communities.

Dyk V, Štědranský E, Podubský V. 1948. Naše rybářství: naučný slovník všech oborů českosl. rybářství. Práce, Praha.

Elliott JM. 1984. Numerical Changes and Population Regulation in Young Migratory Trout *Salmo trutta* in a Lake District Stream, 1966-83. The Journal of Animal Ecology **53**: 327-350

Fabricius E, Gustafson K. 1955. Observations on the spawning behaviour of the grayling, *Thymallus thymallus* (L.). Rept Inst Freshwater Res Drottningholm **36**: 75-103

Feldmeth CR, Eriksen CH. 1978. A hypothesis to explain the distribution of native trout in a drainage of Montana's Big Hole River. SIL Proceedings, 1922-2010 **20**: 2040-2044

Frič A. 1859. České ryby od Antonína Friče, kustosa živočišného oddělu při Museu království Českého v Praze, V Praze.

Gaudin P, Persat H. 1985. (The emergence rates and downstream movement of grayling fry *Thymallus thymallus* (L. 1758): initial observations in a controlled, semi-natural environment). *Comptes Rendus – Academie des Sciences, Serie III* **301**: 843-846

Gönczi AP. 1989. A study of physical parameters at the spawning sites of the european grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Regulated Rivers: Research & Management* **3**:221-224

Greenberg L, Svendsen P, Harby A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers: Research and Management* **12**: 287-303

GUMA'A SA. 1978. The food and feeding habits of young perch, *Perca fluviatilis*, in Windermere. *Freshwater Biology* **8**: 177–187

Gustafson-Marjanen KI, Dowse HB. 1983. Seasonal and diel patterns of emergence from the redd of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**: 813-817

Haugen TO, Rygg TA. 1996. Intra – and interspecific life history differences in sympatric grayling and brown trout in a Norwegian reservoir. *Journal of Fish Biology* **48**: 964-978

Henriksson J. 1979. The Ecology of Regulated Streams. Page The Ecology of Regulated Streams.

Huet M. 1959. Profiles and Biology of Western European Streams as Related to Fish Management. *Transactions of the American Fisheries Society* **88**: 155-163

Ingram A, Ibbotson A, Gallagher M. 2000. The Ecology and Management of the European Grayling *Thymallus thymallus* (Linnaeus) Interim Report. Institute of Freshwater Ecology.

Jankovič, D. (1964) Synopsis of biological data on European grayling (*Thymallus thymallus* (Linnaeus) (1758)). FAO Fish. Synop. No. 24, F16/24

Kaya CM. 1989. Rheotaxis of Young Arctic Grayling from Populations That Spawn in Inlet or Outlet Streams of a Lake. Transactions of the American Fisheries Society **118**: 474-481

Kaya CM. 1991. Rheotactic differentiation between fluvial and lacustrine populations of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*), and implications for the only remaining indigenous population of fluvial “Montana grayling”.” Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **48**: 53-59

Klingeman PC, Bravard J-P, Giuliani Y. 1994. Les impacts morphodynamiques sur un cours d'eau soumis à un aménagement hydroélectrique à dérivation: le Rhône en Chautagne (France) / Morphodynamic impacts on a river affected by a hydro-electric diversion scheme : the Rhône in the Chautagne region of France. Revue de géographie de Lyon **69**: 73-87

Kratt LF, Smith RJF. 1977. A Post-hatching Sub-gravel Stage in the Life History of the Arctic Grayling, *Thymallus arcticus*. Transactions of the American Fisheries Society **106**: 241-243

Kratt LF, Smith RJF. 1980. An analysis of the spawning behaviour of the Arctic grayling *Thymallus arcticus* (Pallas) with observations on mating success. Journal of Fish Biology **17**: 661-666

Kreuger, S. W. 1981. Freshwater habitat relationships: Arctic grayling (*Thymallus arcticus*). Alaska Dept. Fish Game.

Kristiansen, H. 1980. Migration and life history of grayling, *Thymallus thymallus* (L.), in Mjcsa. MSc thesis, Univ. Oslo, Norway.

Kristiansen H, Døving KB. 1996. The migration of spawning stocks of grayling *Thymallus thymallus*, in Lake Mjøsa, Norway. *Environmental Biology of Fishes* **47**: 43-50

Kruse TE. 2013. Grayling of Grebe Lake, Yellowstone National Park, Wyoming /. Page Grayling of Grebe Lake, Yellowstone National Park, Wyoming / 305-351

Kupka, J., 1967. Upotřebitelnost matečných lipanů k opakovanému výtěru. *Bulletin VÚRH, Vodňany*, **2**: 23-33.

LaPerriere, J.D. & Carlson, R. F. 1973. Thermal tolerances of interior Alaskan Arctic grayling, *Thymallus arcticus*. *Inst. Water Resour.Rep. IWR-46*. Univ. Alaska, Fairbanks.

Lindsey CC. 1957. Possible Effects of Water Diversions on Fish Distribution in British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **14**: 651-668

Linløkken A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma river system, south-eastern Norway. *Regulated Rivers: Research & Management* **8**: 145-153

Lusk S, Baruš V, Vostradovský J. 1983. *Ryby v našich vodách*. ČSAV, Praha.

Lusk S, Skácel L. 1978. *Lipeň. Příroda*, Bratislava.

Lusk S., Skácel L., Sláma B., 1987. *Lipan podhorní*. Český rybářský svaz, Praha.

Mackay DW. 1970. Populations of trout and grayling in two Scottish rivers. *Journal of Fish Biology* **2**: 39-45

Magee L. 1993. Review of the grayling (*Thymallus thymallus* L.) in Yorkshire and some records of transfers of fish and ova. *Naturalist*. vol. 118, no. 1007

Maisse G, Carnie H, Jonard L. 1987. Influence de la température sur l'ovulation de l'ombre commun (*Thymallus thymallus*). Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture DOI: 54-60

Maitland PS, Haram OJ. 1974. A Key to the Freshwater Fishes of the British Isles. The Journal of Animal Ecology.

Mann RHK. 1982. The Annual Food Consumption and Prey Preferences of Pike (*Esox lucius*) in the River Frome, Dorset. The Journal of Animal Ecology **51**: 81-96

Mayr E. 1963. Animal Species and Evolution. Page Animal Species and Evolution.

Muzzall PM. 1990. Parasites of arctic grayling, *Thymallus arcticus* (Pallas), stocked into Michigan lakes. Canadian Journal of Zoology **68**: 596-59

Nelson PH. 1954. Life History and Management of the American Grayling (*Thymallus signifer tricolor*) in Montana. The Journal of Wildlife Management **18**: 324-342

Netsch NF. 1975. Fishery resources of waters along the route of the Trans-Alaska pipeline between Yukon River and Atigun pass in North Central Alaska. Page Resour. Publ. U. S. Fish Wildl. Serv.

Northcote TG. 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae, Thymallus*).

Northcote, T. G. (1997) Potamodromy in Salmonidae: living and moving in the fast lane. North American Journal of Fisheries Management, 17, 1029–1045

Hoffmann, R., Berg, R., Blank, S., Dehus, P., Gramm, R. & Rosch, R. (1995). Fische in Baden-Württemberg-Gefährdung und Schutz. Min. für Ländlichen Raum., Ernährung, Landwirtschaft und ForsteK Baden-Württemberg, Stuttgart.

Parkinson D, Philippart JC, Baras E. 1999. A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *Journal of Fish Biology* **55**: 172-182

Pavlov, D.S., V.K. Nezdolii, M.P. Ostrovskii and V.K. Fomin, 1998. Homing in the grayling, *Thymallus thymallus* in the Basin of the Upper Volga. *J. Ichthyol.* **38(7)**:552-553

Penaz, M. 1975. Early development of the grayling *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758). *Acta Sci. Nat. Acad. Sci. Bohemoslov (Brno)*. 1-35

Persat H. 1996. Threatened populations and conservation of the European grayling, *Thymallus thymallus* (L. 1758). Page Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe.

Persat H, Pattee E. 1981. The growth rate of young grayling in some French rivers. *SIL Proceedings, 1922-2010* **21**. 1270-1275

Persat H, Zakharia ME. 1992. The detection of reproductive activity of the grayling *Thymallus thymallus* (L. 1758) by passive listening. *Archiv für Hydrobiologie* **123**: 469-477

Pivnička, K., Hensel, K. 1978. Morphological variation in the genus *Thymallus* Cuvier, 1829 and recognition of the species and subspecies, *Acta Universitatis Carolinae – Biologica*

Pleyer, G. 1982. Besatzmassnahmen und ihre Auswirkungen in einem als Angelgewässer genutzten Fluss. *Der Fischwirt*. **32**: 85-89.

Pokorný J, Kouřil J. 1999. Chov lipana a jeho umělý výtěr. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity, Vodňany.

Poncin P. 1994. Field observations on a mating attempt of a spawning grayling, *Thymallus thymallus* with a feeding barbel, *Barbus barbus*. *Journal of Fish Biology* **45**: 904-906

Sagnes P, Gaudin P, Statzner B. 1997. Shifts in morphometrics and their relation to hydrodynamic potential and habitat use during grayling ontogenesis. *Journal of Fish Biology* **50**: 846-858

Satou M, Takeuchi H, Takei K, Hasegawa T, Okumoto N, Ueda K. 1987. Involvement of vibrational and visual cues in eliciting spawning behaviour in male himé salmon (Landlocked red salmon, *Oncorhynchus nerka*). *Animal Behaviour* **35**: 1556-1558

Scott A. 1985. Distribution, Growth, and Feeding of Postemergent Grayling *Thymallus thymallus* in an English River. *Transactions of the American Fisheries Society* **114**: 525-531

M. JE, Scott WB, Crossman EJ. 1974. *Freshwater Fishes of Canada*. Copeia.

Sedlár J. 1989. *Atlas rýb*. Obzor, Bratislava.

Sempeski P, Gaudin P. 1995. Size-related changes in diel distribution of young grayling (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**: 1842-1848

Sempeski P, Gaudin P. 1996. Size-related shift in feeding strategy and prey-size selection in young grayling (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Zoology* **74**: 1597-1600

Sempeski P, Gaudin P. 1995. Habitat selection by grayling—I. Spawning habitats. *Journal of Fish Biology* **47**: 256-265

Sempeski P, Gaudin P. 1995. Habitat selection by grayling-II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *Journal of Fish Biology* **47**: 345-350

Sempeski P, Gaudin P, Herouin E. 1998. Experimental study of young grayling (*Thymallus thymallus*) physical habitat selection factors in an artificial stream. Archiv fur Hydrobiologie **141**: 321-332

Sempeski P, Gaudin P, Persat H, Grolet O. 1995. Diet selection in early-life stages of grayling (*Thymallus thymallus*). Archiv fur Hydrobiologie **132**: 437-452

Shubin, P.N. & Zakharov, A. B. 1984. Hybridization between European Grayling, *Thymallus thymallus* and Arctic Grayling, *Thymallus arcticus*, in the contact zone of the species. Voprosy Ikhtiologii **243**: 502-504

Stuart TA. 1953. Water currents through permeable gravels and their significance to spawning salmonids, etc.

Šimek Z. 1959. Ryby našich vod. Orbis, Praha.

Šimek Z. 1989. Ryby zblízka. Albatros, Praha.

Tack SL. 1974. Distribution, abundance and natural history of the arctic grayling in the Tanana River drainage. Alaska Department of Fish and Game **12**: 35

Thorfve S, Carlstein M. 1998. Post-stocking behaviour of hatchery-reared European grayling, *Thymallus thymallus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., in a semi-natural stream. Fisheries Management and Ecology **5**: 147-159

Tryon C. 1947. The montana grayling. Progressive Fish-Culturist **3**: 136-142

Urick RJ. 1983. Principles of underwater sound. 3rd Edition.

Whitfield, T. 1999. The Helminth Parasites of Grayling (*Thymallus thymallus*) from the rivers Test and Itchen, Hampshire. A Comparative Study. A dissertation submitted in partial fulfilment of the requirements of the B.Sc. in Aquaculture and Fishery Management.

Witkowski A, Kowalewski M. 1988. Migration and structure of spawning population of European grayling *Thymallus thymallus* (L.) in the Dunajec basin. Arch. Hydrobiol. **112**: 279–297

Woolland, J.V. 1987. Grayling in the Welsh Dee. Part 3, Feeding. Journal of the Grayling Society, Spring, 15-20.

Zakharchenko, G. M. (1973) Migrations of the grayling (*Thymallus thymallus* [L.]) in the upper reaches of the Pechora. Voprosy Ikhtiologii, 13, 628–629

